UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS LIÉS AUX ÉMISSIONS TOXIQUES INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL DANS LE CADRE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

GREG DOUDRICH

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2010

© Greg Doudrich, 2010.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

DÉVELOPPEMENT D'UN MODÈLE DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS LIÉS AUX ÉMISSIONS TOXIQUES INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL DANS LE CADRE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

présenté par : DOUDRICH Greg

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. STUART Paul, Ph.D., président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et directrice de recherche

M. MARGNI Manuele, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. ROSENBAUM Ralph, Ph.D., membre

DÉDICACE

A Benjamin, Jérémy et Anaëlle

A toi, à lui, à vous, à eux…

REMERCIEMENTS

Je tenais avant tout à remercier ma directrice de recherche Louise Deschênes et mon codirecteur Manuele Margni, pour l'aide qu'ils ont pu m'apporter tout au long de mon projet et pour la patience donc ils ont fait preuve à mon égard.

Je tenais également à remercier le co-auteurs de l'article qui apparaît dans ce mémoire: Sébastien Humbert, Thitiporn Sukaew et un merci spécial à Olivier Jolliet qui m'a accueilli à l'université du Michigan, m'a procuré de nombreux conseils et m'a énormément aidé dans la réalisation de mon projet.

Merci à toute l'équipe développement durable de Steelcase: Sébastien Zinck, André Malsch et Caroline Peltier pour m'avoir aidé dans la réalisation de mon projet en m'ayant donné la chance de pouvoir appliquer tous les modèles avec des données de l'entreprise.

Je tenais également remercié les personnes m'ayant aidé ponctuellement dans le cadre de mon projet: Shanna, Peter, Gregory Norris, Cécile, et P.O. pour sa correction express d'article.

Un gros merci à mes amis et à ma famille pour m'avoir soutenu tout au long de ce projet et particulièrement tout le bureau B-657 et sa joie de vivre. Un merci particulier à Emilie qui m'a soutenu dans les moments les plus difficiles et qui n'a pas perdu patience là où il aurait fallu et sans qui je n'aurais peut-être pas réussi...

Enfin, merci aux partenaires de la Chaire internationale en analyse du cycle de vie pour leur soutien financier : Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson & Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total et Veolia Environnement.

RÉSUMÉ

L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil d'évaluation environnementale permettant de comparer les impacts environnementaux de différents produits ou services. Elle permet notamment de calculer les impacts sur la santé humaine liés à des émissions de substances toxiques. L'objectif du domaine de l'ACV est la prise en compte de tous les impacts liés à un produit. Actuellement, les méthodologies d'impact permettent, via les facteurs de caractérisation, de calculer l'impact des émissions toxiques sur la santé humaine émises à l'extérieur. En revanche, la prise en compte des émissions toxiques intérieures en général et des émissions intérieures en milieu de travail en particulier n'est pas encore pratique courante (modèles semi-quantitatifs ou modèles empiriques). Pourtant, on observe qu'en moyenne, 8h par jour sont passées en milieu de travail. De plus, il a été montré que les quantités de substance prises à l'intérieur sont plus élevées qu'à l'extérieur à cause de concentrations plus élevées en milieu intérieur. Il semblerait donc intuitif de prendre en compte les émissions intérieures en milieu de travail dans les ACV comme vecteur non négligeable d'impact sur la santé humaine. Récemment, un modèle couplant modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures et modèle de sort utilisé spécifiquement dans le domaine de l'hygiène de travail a été développé. Néanmoins, si ce modèle est valable pour le foyer, il ne l'est pas pour le milieu de travail car il fait intervenir un terme d'émission, donnée non disponible en milieu de travail. Il conviendrait donc de faire intervenir un terme de concentration intérieure comme donnée d'entrée d'un nouveau modèle de caractérisation générique des émissions intérieures en milieu de travail car c'est une donnée couramment mesurée en milieu de travail. En conséquence, l'hypothèse de recherche formulée est la suivante: "Les émissions intérieures en milieu de travail ont un impact sur la santé humaine plus important que les émissions extérieures actuellement considérées en ACV et il serait nécessaire de les inclure dans les méthodologies d'impact existantes". Les objectifs reliés à cette hypothèse sont: 1) Développer un nouveau modèle de caractérisation permettant la prise en compte des émissions intérieures en milieu de travail, calculer un set de facteurs de caractérisation de ces impacts, et comparer l'impact des émissions intérieures en milieu de travail avec l'impact des émissions extérieures 2) Développer une méthodologie de prise en compte des impacts indirects (impacts induits pour toute la chaîne d'approvisionnement) sur la santé des travailleurs d'un produit et 3) Comparer l'impact sur la santé humaine des travailleurs des substances organiques et celui causé par les particules.

Dans un premier temps, un modèle de caractérisation générique permettant le prise en compte des émissions intérieures en milieu de travail par secteur industriel en fonction de la concentration intérieure a été développé. Ce modèle a été développé spécifiquement pour la voie d'exposition inhalation et est basé sur un modèle de sort intérieur one-box. Le modèle a été par la suite appliqué à 22 substances et 18 secteurs industriels et comparé à l'impact des émissions extérieures déterminés à l'aide du modèle de caractérisation USEtox. Les résultats montrent que l'impact des émissions intérieures en milieu de travail est 100 à 1000 fois plus grand que l'impact associé des émissions extérieures. Ceci s'explique par les différences de volumes de dilution en milieux de travail et extérieur et par la densité de population plus grande en milieu de travail entrainant une exposition plus grande.

Dans un second temps, ce modèle a été appliqué dans le cadre d'une étude de cas sur une chaise de bureau afin de tester le modèle sur un cas concret. Les impacts de cette chaise ont été calculés pour des émissions extérieures, des émissions au foyer et des émissions en milieu de travail. En ce qui concerne les impacts en milieu extérieur et au foyer, des méthodes existantes ont été utilisées. En ce qui concerne les émissions intérieures en milieu de travail, le nouveau modèle a été appliqué. De plus, les impacts indirects sur la santé humaine liés à la production de la chaise ont été considérées en utilisant la méthode de Leontief, fondée sur les tables d'entrées-sorties nationales. Par la suite, les impacts dans les trois milieux: foyer, extérieur et milieu de travail ont été comparés. Les résultats montrent que l'impact lié aux émissions intérieures est de 10 à 1000 fois supérieur à l'impact des émissions extérieures. De plus, l'impact indirect lié à la production de la chaise est plus élevé que l'impact direct et ne peut être considéré de manière négligeable dans le cadre de l'étude des impacts des émissions intérieures au foyer.

Enfin dans un troisième temps, une comparaison de l'impact des substances organiques comme déterminé dans la première partie du mémoire avec l'impact des particules a été effectué pour des émissions extérieures et des émissions intérieures en milieu de travail pour le secteur de la fonderie. Cette partie a pour but d'intégrer les particules dans le modèle de caractérisation développé car ces composés sont reconnus généralement comme plus impactants sur la santé humaine que les substances organiques. Les résultats montrent que l'impact des particules est effectivement bien supérieur à l'impact des substances organiques à cause des facteurs d'effets considérés qui sont 1000 fois plus grands que pour les substances organiques. Néanmoins, l'impact des particules en milieu de travail et à l'extérieur est similaire. Cette observation provient

du fait que dans le secteur de la fonderie, les particules sont émises en grande quantité dans l'atmosphère et sont présentes en très faibles concentrations à l'intérieur, résultant en un impact similaire. De plus, il est possible de conclure que l'impact intérieur en milieu de travail est supérieur à l'impact extérieur pour une même unité fonctionnelle, même après considération des particules dans l'étude.

En conclusion, ce modèle de caractérisation développé est très intéressant car il permet de combler un manque en ACV: la caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail. De plus, le modèle peut être appliqué autant pour les substances organiques que pour les particules. Une méthodologie de prise en compte des impacts indirects sur la santé humaine liés à la fabrication d'un produit a également été réalisé, mettant en exergue l'intérêt qu'il existe à prendre en compte ce type d'impacts dans le cas des émissions intérieures en milieu de travail. Une prochaine étape pourrait consister à inclure le modèle dans les méthodologies d'impact existantes afin de prendre en compte de manière routinière les émissions intérieures en milieu de travail car il a été démontré dans ce mémoire que ce type d'émissions avait un impact non négligeable sur la santé humaine. De plus, un axe de développement pourrait consister en la spatialisation des facteurs de caractérisation car les conditions de travail dépendent énormément du lieu de fabrication et ceci devrait être pris en compte par le modèle.

ABSTRACT

In Life cycle assessment (LCA) field, impact of outdoor toxic emissions on human health can be calculated in LCA methods thanks to characterization factors. On the contrary, indoor emissions and more specifically occupational indoor emissions are not taken into account by LCA methods. However, eight hours per day are spent at work. Furthermore, it has been demonstrated that indoor intakes are usually higher than outdoor intakes because of higher concentrations. Therefore, it would be helpful to characterize the impact of occupational indoor emissions within LCA. Consequently, the research hypothesis is: "Occupational indoor emissions have a higher human health impact than outdoor emissions currently characterized within LCA and it would be helpful to take them into account within LCA methods". Objectives linked to this hypothesis are: 1) To develop a new model which would enable the taking into account of occupational indoor emissions within LCA, to calculate characterization factors for a set of substances and to compare occupational indoor and outdoor impacts, 2) To develop a methodology which would take into account indirect occupational indoor impact (impacts due to all industrial sectors from the supply chain of a product) and 3) To compare occupational indoor impact of organic substances and particulates.

LCA is an environmental tool which enables the comparison of environmental impacts of products or services. It enables for example the calculation of impacts on human health of toxic emissions. The objective related to LCA is to take into account all impacts related to a product and indoor emissions should be taken into account as they have an impact on workers health and on people in households. However, they are taken into account within LCA only with semi-quantitative or empirical models. Recently, characterization models usually used for outdoor emissions have been coupled to specific indoor fate models to calculate the impact of indoor emissions. Nevertheless, this model could only been applied for households because of the use of an indoor emission parameter which is not available for the occupational case. Indeed, industrial sectors measure indoor concentration data instead of emissions. That is why, it would be more suitable to develop a model with indoor concentration as an input parameter.

First, a model which characterizes the impact of occupational indoor emissions depending on the indoor concentration per industrial sector has been developped. This model has been developped specifically for the inhalation path et is based on an indoor one-box fate model. This model has

then been applied to 22 organic substances and 18 industrial sectors and compared the related impact of outdoor emissions with the USEtox characterization model. Results show that occupation indoor impact can be 100 to 1000 times higher than outdoor impact for a same functional unit. This can be explained by dilution volumes considered by the models and population density which is higher at the workplace.

Secondly, this model has been applied in a case study of a chair. Chair impacts of outdoor, occupational and household emissions were calculated separately and compared. For the characterization of the impact of outdoor and household emissions, existing characterization models were used. Furthermore, occupational indirect impacts were considered by using Leontief method base on input-output tables. Results show that indoor impact (household or occupational) is 10 to 1000 times higher than related outdoor impact. Furthermore, occupational indirect impact is higher than related direct impact, showing that this should be considered in the study.

Finally, A comparison between organic substances and particulates impact from outdoor and occupational indoor emissions were compared in the foundry industry. This study was done because of the higher known impact of particulates compared to organic substances. Results show this trend because of the very high effect factors considered for particulated by characterization models. Nevertheless, when compared, outdoor and occupational indoor impact of particulates is similar. It can consequently been said that occupational indoor impact is higher than related outdoor impact because of the higher impact of organics substances in indoor environments.

In conclusion, the model developped in this thesis enable the characterization of impacts linked to occupational indoor emissions. Furthermore, this model can be applied for organic substances as well as particulates. A new methodology also enable the taking into account of occupational indirect impact, showing that all the supply chain should be considered in case studies. The next step could consist in integrating the developped model in existing characterization models like USEtox in order to consider occupational indoor impact in further studies. Furthermore, occupation indoor characterization factors could be spatialized because working conditions depends greatly on the country and this should be taken into account by the model.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VIII

TABLE DES MATIÈRES X

LISTE DES TABLEAUX XIII

LISTE DES FIGURES XIV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XVI

LISTE DES ANNEXES XVII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Problématique 1

1.2 Hypothèse 3

1.3 Objectifs du mémoire 3

1.4 Contenu du mémoire 3

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 5

2.1 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) 5

2.1.1 Définition et domaine d'utilisation 5

2.1.2 Méthodologie de l'ACV 6

2.2 La catégorie d'impact santé humaine 12

2.2.1 Cadre méthodologique 12

2.2.2 Les modèles de caractérisation des impacts en santé humaine liés aux émissions intérieures en milieu de travail utilisés en ACV 14

2.2.3 Les modèles de caractérisation des impacts en santé humaine liés aux émissions extérieures 16

2.3 Les modèles de sort servant à déterminer la concentration de polluants à l'intérieur d'un bâtiment 24

2.3.1 Le modèle one-box 25

2.3.2 Le modèle two-zone 26
2.3.3 Le modèle par diffusion de Eddy 27
2.3.4 Applicabilité des modèles calculant la concentration intérieure des substances émises en ACV 28
2.4 L'ACV hybride: un couplage de deux types d'ACV 29
2.4.1 Principes de l'analyse d'entrées-sorties économiques et application en analyse environnementale. 30
2.4.2 Sources de données de TES 32
2.4.3 L'ACV EIO 32
2.4.4 Avantages et inconvénients de l'ACV EIO 33
2.4.5 Principe de l'ACV hybride 35
2.5 Conclusion de la revue 37
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE 39
3.1 Caractérisation de l'impact sur la santé humaine des émissions intérieures en milieu de travail 39
3.2 Comparaison des impacts sur la santé humaine des émissions intérieures et extérieures: Cas d'un siège de travail 42
3.2.1 Objectifs et champ de l'étude 42
3.2.2 Méthodologie de calcul 44
3.3 Développement de scores d'impacts directs d'émissions intérieures en milieu de travail pour les particules: Cas de la fonderie 52
3.3.1 Méthodologie de calcul de la quantité prise 53
3.3.2 Méthodologie de calcul des impacts sur la santé humaine 55
CHAPITRE 4 IMPACTS SUR LA SANTÉ HUMAINE DES ÉMISSIONS INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL DANS LE DOMAINE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE 57
4.1 Présentation de l'article 57
4.2 Indoor occupational human health impacts in Life Cycle Assessment 57
4.2.1 Abstract 57
4.2.2 Introduction 58

4.2.3 Methodology 60
4.2.4 Results and discussion 65

CHAPITRE 5 COMPARAISON DES IMPACTS SUR LA SANTÉ HUMAINE DES ÉMISSIONS INTÉRIEURES ET EXTÉRIEURES: CAS D'UN SIÈGE DE TRAVAIL 73
5.1 Comparaison des quantités prises dans les trois milieux 73
5.2 Comparaison de l'impact sur la santé humaine pour les trois milieux 76
5.3 Comparaison des impacts directs et indirects sur la santé humaine pour les impacts intérieurs en milieu de travail 77
5.4 Comparaison des impacts indirects selon la substance considérée 79

CHAPITRE 6 DÉVELOPPEMENT DE SCORES D'IMPACTS DIRECTS D'ÉMISSIONS INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL POUR LES PARTICULES: CAS DE LA FONDERIE 82
6.1 Comparaison de quantités prises selon le milieu et le type de substance considérée 82
6.2 Comparaison de l'impact sur la santé humaine selon le milieu et le type de substance considérée 85
6.3 Comparaison de l'impact sur la santé humaine des émissions de substances organiques et de particules 86

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE 88
7.1 Forces et faiblesses du modèle de caractérisation des impacts lié aux émissions intérieures en milieu de travail 88
7.2 Modèle de caractérisation des impacts indirects sur la santé humaine des travailleurs lié aux émissions intérieures 94
7.3 Étude de cas relative au siège de travail 95
7.4 Modèle de caractérisation des impacts liées aux émissions intérieures de particules 96

CONCLUSION 97

BIBLIOGRAPHIE 99

ANNEXES 110

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Principales méthodes d'impact du cycle de vie, orientation et pays d'application.... 11

Tableau 2.2: Grille d'évaluation des scores d'impact totaux attribués par la méthode EDIP..... 15

Tableau 2.3: Description des principaux modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures et de leur modélisation du sort, de l'exposition et de l'effet..... 17

Tableau 2.4: Structure d'une table entrées-sorties..... 30

Tableau 2.5: Avantages et inconvénients de chaque méthode d'ACV hybride 36

Tableau 3.1: Niveaux d'émissions à 3 et 28 jours selon le protocole allemand RAL-UZ 46

Tableau 3.2: Emissions sur la durée de vie du produit des différentes substances étudiées..... 48

Tableau 3.3: Données de fractions prises selon la hauteur d'émissions et la fraction de PM (S. Humbert *et al.*, 2009)..... 55

Tableau 5.1: Comparaison des quantités émises, des facteurs de sort, des facteurs d'exposition et des quantités prises résultantes pour les trois milieux étudiés: foyer, milieu de travail et extérieur..... 74

Tableau 6.1: Comparaison des quantités émises, facteurs de sort et facteurs d'exposition pour chaque milieu étudié ainsi que de la quantité prise résultante..... 83

LISTE DES FIGURES.

Figure 2.1: Schéma représentant le cycle de vie d'un produit 6

Figure 2.2: Étapes d'une analyse de cycle de vie 7

Figure 2.3: Cadre d'étude des impacts du cycle de vie aux niveaux problèmes et dommages (adapté de (Jolliet *et al.*, 2004)) 10

Figure 2.4: Chaîne de cause à effet de la santé humaine 12

Figure 2.5: Présentation des compartiments environnementaux pris en compte dans le modèle USEtox 21

Figure 2.6: Comparaison des valeurs de facteurs de caractérisation obtenues à partir de USEtox avec celles obtenues d'autres modèles de caractérisation 23

Figure 3.1: Frontières du système de produits considéré pour l'analyse de cycle de vie du siège. 44

Figure 4.1: Outdoor, household and occupational impacts on human health 62

Figure 4.2: Comparison of geometric mean indoor concentration values of industrial sectors..... 66

Figure 4.3: Variability of worker×hours per output dollar for each industrial sector 67

Figure 4.4: Comparison of indoor (In) versus outdoor (Out) intakes, considering industrial sector variability 68

Figure 4.5: a) Occupational cancer and b) non-cancer impact scores per sales dollar 70

Figure 4.6: Comparison of overall impact scores per sales dollar of indoor and outdoor emissions 71

Figure 5.1: Comparaison des quantités prises en mg/siège pour les trois milieux étudiés: extérieur, foyer, et milieu de travail (période 2003-2007 et 2008) 73

Figure 5.2: Comparaison de l'impact sur la santé humaine lié aux émissions extérieures, intérieures au foyer et intérieures en milieu de travail (période 2003-2007 et période 2008) en DALY/siège pour des effets

cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total (somme des deux types d'effets) 76

Figure 5.3: Comparaison des impacts directs et indirects en DALY des émissions intérieures en milieu de travail pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total pour l'unité fonctionnelle d'un siège. 77

Figure 5.4: Comparaison de l'impact sur la santé humaine lié aux émissions extérieures, intérieures au foyer et intérieures en milieu de travail (période 2008) en DALY pour l'unité fonctionnelle d'un siège pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total (somme des deux types d'effets) 79

Figure 5.5: Comparaison de l'influence des différents secteurs de l'économie nationale à l'impact indirect sur la santé humaine en milieu de travail pour les cinq substances les plus impactantes à l'intérieur 80

Figure 6.1: Comparaison des quantités prises en substances organiques et particules en milieu de travail et en milieu extérieur en mg/$ 82

Figure 6.2: Comparaison de l'impact sur la santé humaine des particules à l'intérieur et à l'extérieur et des substances organiques à l'intérieur et à l'extérieur 85

Figure 6.3: Comparaison des impacts totaux en milieu de travail et en milieu extérieur 87

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification. En voici quelques exemples :

NAF Nomenclature d'Activités Françaises

ACV/LCA Analyse du Cycle de Vie

FC Facteur de Caractérisation

DALY Disability-Adjusted Life Years= Années de vie perdues

COV Composés Organiques Volatils

MDDEP Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs

USEPA United States Environmental Protection Agency= Agence de protection environnementale des États-Unis

INRS Institut National de Recherche Scientifique

EIO Economic Input-Output= Entrées-sorties économiques

TES Table d'Entrées-Sorties

INSEE Institut National de la Statistique et des Études Économiques

MIET Missing Inventory Environmental Tool

iF Fraction Prise

UNEP Programme des nations unies pour l'environnement

SETAC Société de toxicologie environnementale et de chimie

ISO Organisation internationale des normes

ICV Inventaire du cycle de vie

ÉICV Évaluation des impacts du cycle de vie

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1: Données de USEtox utilisées dans le mémoire 112

ANNEXE 2: Liste des secteurs industriels étudiés 115

ANNEXE 3: Liste des substances étudiées..... 117

ANNEXE 4: Inventaire des quantités émises en COV pour les impacts extérieurs 118

ANNEXE 5: Méthodologie de calcul des impacts intérieurs au foyer 121

ANNEXE 6: Méthodologie de calcul des impacts intérieurs en milieu de travail 125

ANNEXE 7: Calcul de scores d'impacts par euro de vente pour la France 127

ANNEXE 8: Impacts du siège de travail par catégorie problème 162

ANNEXE 9: Données de concentration en substances organiques et particules (PM) en milieu intérieur de travail pour le secteur de la fonderie 163

ANNEXE 10: Informations supplémentaires sur les données utilisées dans l'article..... 164

ANNEXE 11: Quantité prise des cinq substances les plus impactantes à l'intérieur..... 169

ANNEXE 12: Méthodologie de calcul des paramètres composant la quantité prise dans les différents modèles de caractérisation 172

ANNEXE 13: Présentation des résultats de l'article pour le milieu de travail pour toutes les divisions de la nomenclature internationale..... 175

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique

Le milieu de travail est un endroit dangereux où les accidents ne sont pas rares. Pour exemple, en 2007, 5488 décès et plus d'un millions de cas de maladies ou de blessures ont été recensés aux Etats-Unis en milieu de travail (Bureau of Labor Statistics. Unites States. Department of Labor, 2008). À l'intérieur des murs d'une entreprise, ces accidents peuvent être dûs à des problèmes d'ordre physique (bruit,…), chimique, biologique (virus,…) ou encore à la posture (Pozzebon, 2010). Dans la catégorie des risques chimiques, 64 décès et 15220 cas de maladies non-fatales dûs spécifiquement à l'inhalation de substances dangereuses ont été inventoriés aux Etats-Unis en 2007 (Bureau of Labor Statistics. Unites States. Department of Labor, 2008). De plus, en association à cette exposition, la population passe près de 90% de son temps en milieu intérieur dont près de 10% pour le seul milieu de travail (Klepeis *et al.*, 2001; Ressources Humaines Et Développement Des Compétences Canada, 2010). Tous ces chiffres montrent bien l'impact que peuvent avoir les émissions de substances chimiques en milieu de travail sur la santé humaine.

Par ailleurs, les sources de pollution à l'intérieur en milieu de travail sont nombreuses: milieu extérieur via la ventilation, activités industrielles, matériaux de construction. (*Votre bureau est-il pollué?*, 2010). Les principales substances émises en milieu intérieur sont : le radon, les composés organiques volatils (COV, dont principalement le formaldéhyde), le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, l'ozone et les particules. (Executive Agency for Health and Consumers, 2010). La problématique liée à l'émission de ces substances à l'intérieur concerne essentiellement les quantités. En effet, le California Air Resources Board (2006) estime que les niveaux de concentrations intérieurs sont 50 fois plus élevés que les niveaux de concentrations extérieurs. De même, si l'on prend l'exemple du formaldéhyde, une étude a recensé des niveaux de concentration variant dans différents secteurs industriels aux Etats-Unis de 0,04 mg/m^3 à 2,49 mg/m^3 (Lavoue *et al.*, 2008). En comparaison, les concentrations dans l'air ambiant sont de 2 à 200 fois plus faibles variant de 0,014 à 0,025 mg/m^3 (U.S Environmental Protection Agency). Cette différence de concentration s'explique par un volume de dilution plus faible. Toutes ces substances émises en milieu intérieur ont par ailleurs des effets très différents qui peuvent aller d'irritations oculaires jusqu'à des effets

cancérigènes (c'est par exemple le cas du benzène) (Executive Agency for Health and Consumers, 2010)

Il est donc important que les outils d'évaluation environnementale comme l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) incluent de manière systématique la caractérisation des impacts sur la santé humaine des travailleurs reliés à la présence de substances chimiques en milieu intérieur. L'ACV permet de déterminer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service durant tout son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie (Iso, 2006). Les impacts environnementaux couramment étudiés par cette méthodologie sont ceux reliés à la santé humaine, à la qualité des écosystèmes ou encore aux ressources. Pour gagner en crédibilité, cet outil doit permettre une représentativité complète des impacts sur l'environnement entraînés par l'émission de substances. En effet, pour le moment, seuls les impacts causés par les émissions extérieures sont modélisés dans la plupart des méthodes ACV existantes. C'est pourquoi l'initiative pour le cycle de vie (LCInitiative), menée conjointement par le programme des nations unies pour l'environnement (UNEP) et la Société de chimie et de toxicologie environnementale (SETAC), a été créée dans le but d'améliorer les méthodes actuelles utilisées en ACV. La phase 2 du projet a été lancée en 2007 et se terminera en 2012. Parmi les points de développement de méthodologie proposés figure la prise en compte des émissions intérieures en ACV. Cette prise en compte passe par la comparaison des impacts dus aux émissions intérieures et ceux causés par les émissions extérieures, par la réalisation d'études de cas montrant le bien-fondé de la caractérisation des impacts causés par le présence des émissions intérieures de substances chimiques et par la publication de lignes directrices pour la considération de ce type d'émission. L'intégration de ces émissions dans les méthodologies d'impact existantes constituent également une finalité (Life Cycle Initiative, 2009). Cette initiative montre donc bien le besoin de la communauté ACV en termes de caractérisation des impacts causés par les émissions intérieures.

Les émissions en milieu de travail, qui s'inscrivent dans le cadre des émissions intérieures, ne sont pas couvertes par les objectifs de LCInitiative (hormis via des étude de cas) (Life Cycle Initiative, 2009). C'est pourquoi, il pourrait être intéressant de caractériser l'impact des émissions intérieures en milieu de travail sur la santé des travailleurs de manière générique, d'autant plus que des résultats de la littérature suggèrerait un impact plus important que l'impact des émissions extérieures.

1.2 Hypothèse

Les émissions intérieures en milieu de travail ont un impact sur la santé humaine plus important que les émissions extérieures actuellement considérées en ACV et il serait nécessaire de les inclure dans les méthodologies d'impact existantes.

1.3 Objectifs du mémoire

- Calculer un set de facteurs de caractérisation pour des substances organiques permettant la prise en compte des émissions intérieures en milieu de travail et ce, par secteur industriel
    - Développer une méthodologie de calcul pour caractériser les impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail.
    - Appliquer la méthodologie développée pour un échantillon de secteurs et un échantillon de substances.
    - Comparer l'impact des émissions intérieures en milieu de travail et celui des émissions extérieures actuellement considérées dans les méthodologies ACV pour une même unité fonctionnelle, pour un échantillon de substances.
- Développer une méthodologie de prise en compte des impacts indirects (impacts induits pour toute la chaîne d'approvisionnement) sur la santé des travailleurs d'un produit.
- Comparer l’impact sur la santé humaine des travailleurs des substances organiques et celui causé par des particules.

1.4 Contenu du mémoire

Le mémoire s'articule en six chapitres principaux. Dans un premier temps, le chapitre 2 se compose d'une revue de littérature qui présente de manière critique le domaine de l'ACV, la catégorie santé humaine et la prise en compte des émissions intérieures en milieu de travail en ACV ainsi que les principes de l'ACV hybride permettant la prise en compte des impacts indirects des émissions intérieures en milieu de travail. Dans un second temps, au chapitre 3, la méthodologie employée pour répondre aux objectifs présentés à la section 1.3 est présentée, via trois parties distinctes représentant chacun un objectif. Il résume donc sommairement la méthodologie présentée en détail dans l'article au chapitre 4 ainsi que tous les éléments de

méthode ayant permis de répondre aux deux autres objectifs: méthode de calcul des impacts indirects à travers une étude de cas sur un siège de travail et méthode de calcul des impacts directs en milieu de travail des particules via une étude de cas sur le secteur de la fonderie. Par la suite, le chapitre 4 se compose de l'article soumis au journal "Environmental Science & Technology" présentant les résultats liés à la nouvelle méthodologie de calcul des impacts intérieurs génériques en milieu de travail. Le chapitre 5 présente les résultats de l'étude de cas sur le siège de travail en comparant les impacts intérieurs en milieu de travail, au foyer et extérieurs sur la santé humaine ainsi qu'une comparaison des impacts indirects en milieu de travail avec les impacts directs comme déterminé au chapitre 4. Le chapitre 6 présente une comparaison de l'impact intérieur en milieu de travail et extérieur des particules et des substances organiques. Enfin, le chapitre 7 présente une discussion des forces et des limitations de tous les modèles et calculs présentés dans ce mémoire avant de terminer par une conclusion s'accompagnant de recommandations pour de futures améliorations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Cette revue de littérature comporte quatre parties majeures. Dans un premier temps, le domaine de l'Analyse du Cycle de vie (ACV), dans lequel s'inscrit le projet sera critiqué. Dans un deuxième temps, la catégorie d'impact santé humaine et sa prise en compte en ACV par des modèles de caractérisation sera discuté. Pour ce faire, les modèles de caractérisation des impacts des taux d'émissions intérieures en milieu de travail existants seront analysés, et les modèles de caractérisation des impacts des taux d'émissions extérieurs et leur applicabilité au cas des taux d'émissions intérieures seront critiqués. Dans un troisième temps, les modèles de sort permettant de calculer la concentration d'une substance émise à l'intérieur d'un bâtiment et pouvant être utilisés dans le cadre de ce projet seront évalués. Enfin, dans un dernier temps, une partie décrivant l'ACV hybride sera effectuée. Ce type d'ACV est très intéressant de par les possibilités qu'il apporte pour inclure les impacts indirects dans la modélisation par le recours à des tables d'entrées-sorties (TES) nationales.

2.1 L'Analyse de Cycle de Vie (ACV)

2.1.1 Définition et domaine d'utilisation

Selon l'Organisation Internationale des Normes (ISO), l'ACV peut se définir comme la « compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (Iso, 2006). En d'autres termes, le principe de l'ACV est de calculer les impacts environnementaux potentiels liés aux émissions de substances et aux consommations de matières premières d'un produit ou service tout au long de son cycle de vie, soit de l'acquisition des matières premières à l'élimination en fin de vie (Figure 2.1).

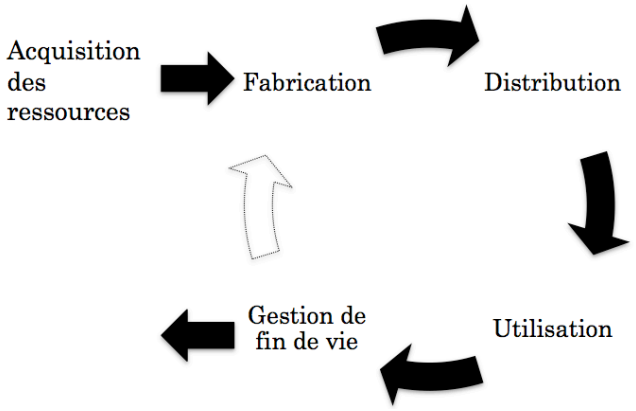

Figure 2.1: Schéma représentant le cycle de vie d'un produit

L'ACV a de multiples applications. Elle peut servir à :

- Comparer les impacts environnementaux de plusieurs produits ou services afin de faire un choix éclairé.
- Guider les entreprises dans des choix de développement stratégique ou encore pour réaliser une éco-conception de leurs produits.
- Cibler les points chauds du cycle de vie d'un produit existant dans l'optique d'une amélioration environnementale de ce dernier.
- Aider les gouvernements pour le développement de normes (étiquetage écologique,…).

L'ACV étant une méthode récente nécessitant encore de nombreuses améliorations, plusieurs organisations soutiennent son développement : ISO, la société de chimie et de toxicité environnementale (SETAC) et le programme des nations unies pour l'environnement (UNEP). Ces deux dernières ont d'ailleurs créé l'initiative pour le cycle de vie (LCInitiative) visant à améliorer les méthodes utilisées actuellement dans ce domaine en impliquant tous les plus grands experts. Dans ce cadre s'inscrivent notamment le développement de modèles de caractérisation des impacts reliés aux émissions intérieures (Life Cycle Initiative, 2009).

2.1.2 Méthodologie de l'ACV

L'ACV se divise généralement en quatre parties que sont : 1) la définition des objectifs et du champ de l'étude, 2) la réalisation de l'inventaire du cycle de vie, 3) l'évaluation des impacts du cycle de vie et enfin 4) l'interprétation (Iso, 2006; O Jolliet *et al.*, 2005) (Figure 2.2). Ces

quatre étapes seront décrites plus en détail dans cette partie afin de bien comprendre les points essentiels d'une ACV.

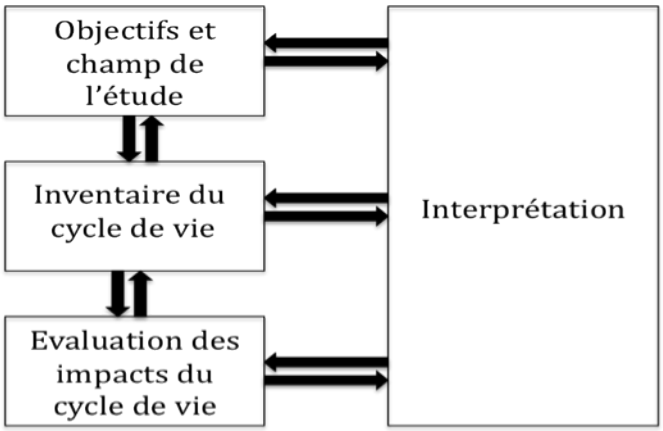

Figure 2.2: Étapes d'une analyse de cycle de vie

2.1.2.1 Étape 1 : Définitions des objectifs et du champ de l'étude (Iso, 2006; O Jolliet *et al.*, 2005)

Cette étape sert à cadrer l'étude afin de savoir ce qui sera inclus ou non et quels sont les paramètres pouvant influencer les résultats de l'ACV. La transparence étant un maître-mot dans le domaine de l'ACV, cette étape doit être complétée avec le plus grand soin. Les objectifs doivent mentionner le but de l'étude, les raisons de l'étude, ainsi que le public de l'étude. Ils doivent donc répondre aux questions : Pourquoi? Pour qui?

Le champ de l'étude doit mentionner les points suivants :

- Le produit ou service étudié
- Les fonctions du système : elles se divisent en fonctions principales et fonctions secondaires. Une bouteille de verre par exemple a pour fonction principale de contenir du vin et pour fonction secondaire l'aspect pratique de portabilité
- L'unité fonctionnelle : C'est la quantification de la fonction du produit. En reprenant le même exemple, une unité fonctionnelle pour la bouteille en verre pourrait être « contenir 1L de boisson »

- Le flux de référence : Cette grandeur représente la quantité de produit nécessaire pour remplir l'unité fonctionnelle. Pour notre exemple, une bouteille de verre pouvant contenir 0,75L, le flux de référence associé sera de 1,33 bouteilles
- Les frontières du système : Elles sont particulièrement importantes car elles permettent de définir les limites de l'étude, à savoir les processus qui seront inclus ou non dans l'étude.

2.1.2.2 Étape 2 : Définition de l'inventaire du cycle de vie (ICV)

Cette étape consiste à recueillir toutes les données nécessaires de flux élémentaires (flux en lien direct avec l'environnement, soit les émissions à l'environnement et les extractions de matières premières) pour tous les processus inclus dans les frontières du système défini. Pour réaliser cet inventaire, tous les flux économiques (flux reliant les différents processus entre eux) devront être mis à l'échelle de l'unité fonctionnelle via le flux de référence. Afin de trouver ces données de flux élémentaires, des bases de données répertoriant les quantités d'émissions de nombreux processus sont généralement utilisées, telles que Ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2005).

2.1.2.3 Étape 3 : Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)

C'est sur cette étape de l'ACV que porte le présent projet. L'évaluation des impacts du cycle de vie permet le calcul des impacts environnementaux potentiels du système de produits étudié à partir des résultats de l'inventaire réalisé à l'étape 2. En effet, bien souvent, plusieurs centaines de substances sont répertoriées lors de l'inventaire. L'interprétation de tels résultats étant trop difficile, des catégories d'impact peuvent être définies. Une catégorie d'impact est une classe représentant un problème environnemental à laquelle peut être affecté les résultats d'inventaire du cycle de vie.

L'évaluation des impacts du cycle de vie peut être découpée en des étapes obligatoires et facultatives (Iso, 2006) :

La première étape obligatoire consiste à choisir les catégories d'impact qui seront étudiées dans l'analyse de cycle de vie. Cette étape a donc pour vœu de mettre un cadre à l'évaluation

des impacts et doit être réalisée en lien avec les objectifs de l'étude. La seconde étape obligatoire est l'attribution des résultats d'inventaire (flux élémentaires) à une ou plusieurs catégories d'impact. En effet, les substances émises n'ont pas nécessairement un impact sur toutes les catégories étudiées. Par conséquent, il convient de définir les catégories affectées par chaque substance inventoriée. La troisième étape obligatoire est la caractérisation qui s'assimile à la quantification de l'impact potentiel de chaque substance sur les différentes catégories d'impact définies précédemment. Chaque catégorie d'impact peut être quantifiée grâce à un indicateur de catégorie. Le passage des résultats d'inventaire du cycle de vie (émissions) à l'indicateur de catégorie pour chaque substance se fait via une chaîne de cause à effet composée de nombreux processus. Ces processus sont par la suite « traduits » en langage mathématique via des modèles qui permettent de calculer les facteurs de caractérisation. Ces facteurs sont donc le lien entre l'inventaire du cycle de vie et les différentes catégories d'impact, comme le montre l'équation suivante :

$$SI = \sum_i (FC_i \times E_i) \tag{2.1}$$

où : SI représente le résultat d'indicateur de catégorie ou score d'impact pour une catégorie d'impact donnée, i représente une substance, FC est le facteur de caractérisation traduisant la substance émise en impact sur l'environnement et E est la quantité de substance émise directement calculée à partir de l'inventaire du cycle de vie.

L'évaluation des impacts est faite à partir de méthodes d'impact qui utilisent des modèles de caractérisation. Jolliet et collègues (2004) a défini un cadre d'étude pour la détermination des catégories d'impact qui devraient être prises en compte par les méthodes d'impact au niveau problèmes (catégories d'impact en milieu de chaîne de cause à effet) et dommages (catégories d'impact en fin de chaîne de cause à effet) (Figure 2.3). Il est à noter que les émissions intérieures n'ont un impact que sur la catégorie d'impact dommages santé humaine, soit celle des travailleurs et sur les catégories problèmes bruit, mortalité et toxicité humaine.

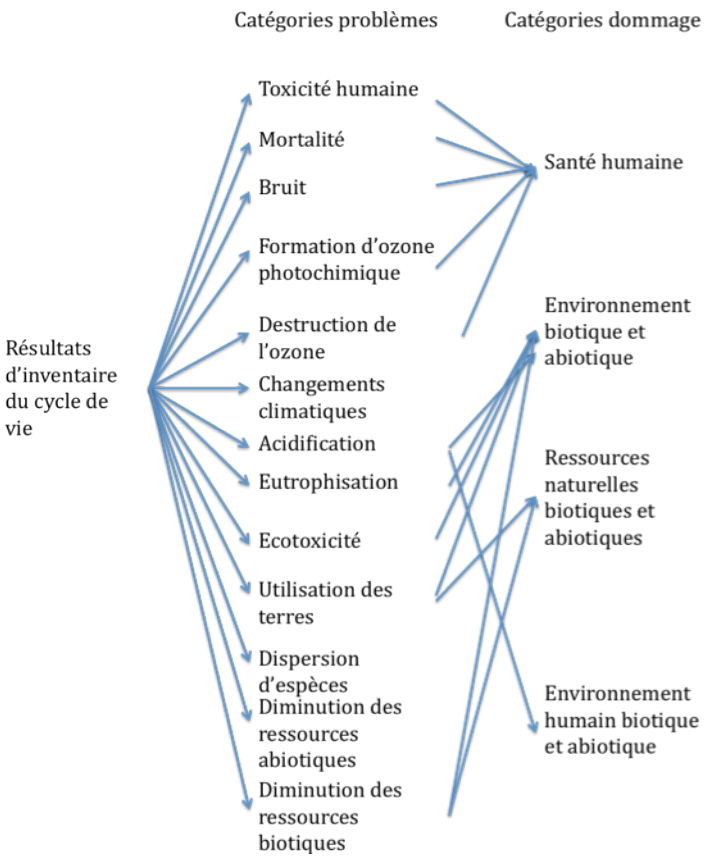

Figure 2.3: Cadre d'étude des impacts du cycle de vie aux niveaux problèmes et dommages (adapté de ((Jolliet *et al.*, 2004))

L'approche problèmes permet une interprétation moins aisée car basée sur plus de catégories que l'approche dommages. En revanche, l'approche dommages comporte plus d'incertitudes de modélisation. Pour exemple, le passage de la catégorie problèmes "Toxicité humaine" à la catégorie dommages "Santé humaine" nécessitera de la modélisation supplémentaire, avec pour conséquence une incertitude accrue. Le Tableau 2.1 présente les principales méthodes d'impact existantes actuellement en ÉICV et leur orientation (problèmes et/ou dommages) ainsi que le pays d'application de la méthode.

Tableau 2.1: Principales méthodes d'impact du cycle de vie, orientation et pays d'application

Méthode	Orientation	Pays d'application	Documentation
EDIP	Problèmes	Danemark	(M. Hauschild & Wenzel, 1998; Potting & Hauschild, 2005)
Recipe	Problèmes et dommages	Europe	(Goedkoop *et al.*, 2009)
TRACI	Problèmes	Etats-Unis	(Bare, 2003)
LUCAS	Problèmes	Canada	(Toffoletto *et al.*, 2007)
Impact 2002+	Problèmes et dommages	Europe, Japon	(O. Jolliet *et al.*, 2003)
LIME	Problèmes et dommages	Japon	(Itsubo & Inaba, 2003)

Certaines étapes, facultatives selon ISO, peuvent également être réalisées dans le cadre d'une ACV :

- La normalisation permet de transformer les résultats de chaque catégorie d'impact dommage en une unité commune (points).
- La pondération consiste à donner un poids à chaque catégorie d'impact dommage selon l'importance que l'on y porte. Il est par la suite possible de sommer les catégories d'impact dommage normalisées et pondérées pour obtenir un score unique.

2.1.2.4 Etape 4 : Interprétation

La phase d'interprétation du cycle de vie consiste à analyser les résultats obtenus aux trois étapes précédentes, de tirer les conclusions et de mettre en relief les éventuelles limites de l'étude. L'ACV étant un processus itératif, il est possible de revenir à certaines étapes précédentes en fonction des résultats de l'interprétation nécessitant des modifications.

2.2 La catégorie d'impact santé humaine

2.2.1 Cadre méthodologique

Cette catégorie d'impact et sa prise en compte en ACV a été décrite en détail par Udo de Haes et collègues (2002). La chaîne de cause à effet proposée pour la santé humaine est présentée à la Figure 2.4.

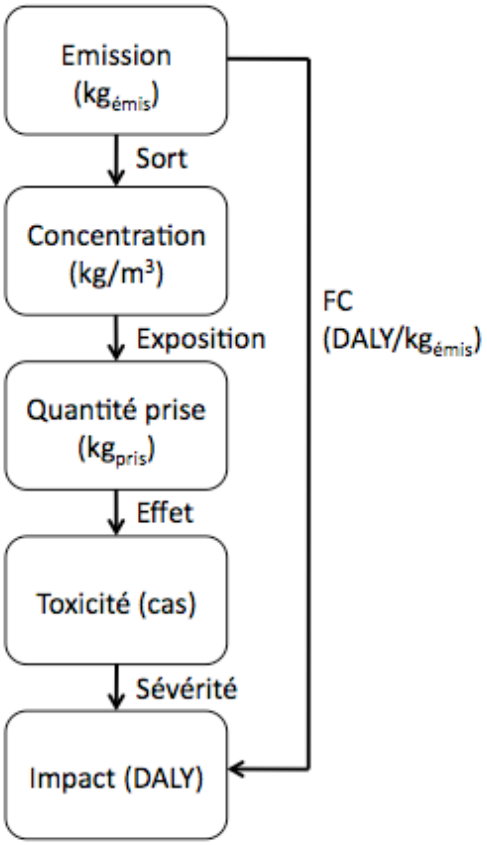

Figure 2.4: Chaîne de cause à effet de la santé humaine (adaptée de (Udo De Haes *et al.*, 2002)).

Pour calculer l'impact sur la santé humaine (en unités d'impact DALY) relative à une émission (facteur de caractérisation FC), il est nécessaire de calculer plusieurs facteurs reposant sur des modèles comme montré à la Figure 2.4: le facteur de sort, le facteur d'exposition, le facteur d'effet et le facteur de sévérité.

Le modèle de sort repose généralement sur une modélisation multimédia qui se définit comme une représentation d'un environnement à l'aide de boîtes (chaque boîte représente un milieu: air, eau, sol,…) dans lesquels des échanges se produisent. Le sort va permettre la détermination des concentrations résultantes en substance dans chaque compartiment (boîte) environnemental défini à partir d'un niveau d'émission originel dans un compartiment donné. Cette opération se fait à l'aide d'équations décrivant les transferts pouvant exister entre les différents compartiments via des processus environnementaux: volatilisation d'une substance de l'eau à l'air, caractère intermittent de la pluie, considération d'une sédimentation,… Les différences entre les modèles de sort utilisés par les méthodes d'impact reposent sur le nombre de compartiments et sur les processus environnementaux utilisés pour calculer les concentrations de polluants résultantes dans chaque compartiment.

Une fois que les concentrations de polluants dans chaque compartiment environnemental ont été déterminées, il est possible de calculer l'exposition, soit la fraction du contaminant que va prendre un individu via diverses voies d'exposition. Les voies étudiées les plus communes sont l'inhalation (pour le compartiment air) et l'ingestion (eau pour le compartiment eau ou encore les légumes pour le compartiment sol via la bioaccumulation). Les différences entre les modèles d'exposition utilisés par les méthodes d'impact résident dans le nombre de voies d'exposition considérées.

Ces deux étapes (sort et exposition) peuvent être couplées en une fraction prise (iF) exprimée en $kg_{pris}/kg_{émis}$ (Deborah H. Bennett *et al.*, 2002).

La troisième étape permettant de lier la quantité prise à la toxicité est la probabilité d'effets. Cette étape se calcule à l'aide de valeurs étalons permettant de quantifier un effet, e.g. la EC50 indiquant la concentration d'une substance pour laquelle un effet est ressenti sur 50% des humains. A partir de ces valeurs étalons, une probabilité d'augmentation du nombre de cas d'un effet dû à une émission peut être calculée par quantité prise (ce qui explique l'unité "nombre de cas" de la Figure 2.4). Udo de Haes et collègues (2002) recommandent la différenciation des effets cancérigènes et des effets non-cancérigènes pour le cas de la toxicité humaine. Les différences entre les modèles d'effets reposent sur les types de valeurs étalons considérés. Plusieurs auteurs recommandent le calcul du facteur d'effet à partir de

données toxicologiques comme la EC50 ou la EC10 plutôt que les doses de référence qui incluent des facteurs de sécurité (O. Jolliet *et al.*, 2006; Mckone *et al.*, 2006).

Enfin, le passage de la toxicité à l'impact final (santé humaine) se fait via le facteur de sévérité. Ce facteur a pour principe de caractériser de manière physique les effets sur la santé humaine d'une émission pour améliorer la pertinence de l'interprétation. Udo de Haes et collègues (2002) recommandent l'usage du concept d'années de vie perdues (Disability-adjusted life years- DALY (Murray & Lopez, 1996)) comme indicateur de catégorie du fait de sa prise en compte agrégée des effets fatals (year of life lost, YLL) et non fatals (years of life disabled, YLD). Cette étape n'est pas considérée par tous les modèles de caractérisation des impacts sur la santé humaine existants (Rosenbaum *et al.*, 2007).

Ce cadre méthodologique est recommandé pour caractériser les émissions et constitue donc la procédure qu'il conviendrait de suivre pour ce projet afin de caractériser les impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail.

2.2.2 Les modèles de caractérisation des impacts en santé humaine liés aux émissions intérieures en milieu de travail utilisés en ACV

2.2.2.1 Un modèle semi-quantitatif de caractérisation des émissions intérieures en milieu de travail : EDIP (M. Hauschild & Wenzel, 1998)

Cette méthode semi-quantitative, destinée à intégrer l'exposition intérieure en milieu de travail, considère deux paramètres : l'exposition et l'effet. Pour l'exposition, il est considéré que seules les substances étant émises au-delà d'une certaine quantité, posée à 1/10 de la valeur limite permise par la loi danoise, auront un impact non nul sur la santé humaine. Par la suite, l'effet de la substance est évalué afin de définir la « gravité » liée à la présence de la substance. Le Tableau 2.2 présente les scores attribués pour l'exposition ainsi que pour les différents types d'effets et les scores totaux résultants.

Grâce à cette méthode, les expositions via l'inhalation et via le contact dermal sont considérées, ce qui en fait son originalité. Néanmoins, cette méthode étant seulement semi-quantitative, elle ne permet pas de faire une comparaison directe des impacts liés aux émissions intérieures avec les impacts liés aux émissions extérieures habituellement

considérées en ACV. De plus, cette méthode ne prend pas en compte la quantité de substance émise, qui serait susceptible d'avoir un effet plus ou moins grand sur les personnes et ne repose sur aucun modèle de sort, mais uniquement sur des données d'exposition et d'effet. En conséquence, ce modèle n'est pas pertinent pour caractériser les impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail et ne sera pas utilisé dans le cadre de ce projet.

Tableau 2.2: Grille d'évaluation des scores d'impact totaux attribués par la méthode EDIP. Les scores associés à l'exposition et à l'effet séparément sont présentés entre parenthèses(adapté de Hauschild et Wenzel, 1998)

	Pas d'effet (0)	Substances irritantes ou dangereuses (1)	Substances corrosives, poisons ou avec des effets neurotoxiques (4)	Cancérigènes, substances mutagènes ou affectant le système reproductif (8)
Pas d'exposition (0)	0	0	0	0
Pas d'information (1)	0	1	4	8
Exposition (2)	0	2	8	16

2.2.2.2 Modèles empiriques

Ces méthodes, présentées par Hoftstetter et Norris (2003) et Schmidt et collaborateurs (2004), se basent uniquement sur des données statistiques. En effet, en considérant le nombre de personnes pour chaque secteur qui sont décédées ou qui ont subi un accident nécessitant un arrêt de travail, il est possible de déterminer des années de vie perdues dues au milieu de travail par secteur industriel (DALY). En normalisant ce nombre par le chiffre d'affaires de chaque secteur industriel, il est possible d'obtenir des facteurs en DALY/$ pour chaque secteur industriel. Cette méthode, très facile à utiliser, peut prendre en compte des

dommages non considérés par les autres méthodes telles que le bruit. Néanmoins, cet avantage est également un inconvénient car de nombreux accidents de travail ne sont pas répertoriés par les données statistiques et tous les types d'accidents ne sont pas couverts, ce qui induit une très grosse incertitude liée au résultat fourni (Leigh *et al.*, 1997). De plus, les statistiques sont des données liées à une période temporelle. Cela induit donc que les facteurs de caractérisation sont dépendants des statistiques annuelles et devraient être mis à jour chaque année. Enfin, ce modèle étant empirique, il ne repose sur aucune modélisation de sort ou d'exposition comme le recommande le cadre méthodologique. Il n'est donc pas pertinent pour le projet.

En conclusion, il est possible de voir à partir de cette analyse que les modèles existants actuellement pour caractériser les impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail ont un inconvénient majeur: ils ne suivent pas la chaîne de cause à effet proposée pour la santé humaine et ne semblent pas assez "solide" pour utilisation dans le cadre de ce projet. Seuls les modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures suivent pour le moment le cadre méthodologique. De plus, des études de cas ont montré que les modèles sort-exposition-effet pouvaient être utilisés pour calculer l'impact lié aux émissions intérieures en milieu de travail (Hellweg *et al.*, 2005; Kikuchi & Hirao, 2008). C'est pourquoi, la prochaine partie décrit les modèles permettant de caractériser les impacts associés aux émissions extérieures plus en détail.

2.2.3 Les modèles de caractérisation des impacts en santé humaine liés aux émissions extérieures

2.2.3.1 Comparaison des modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures existants

De nombreux modèles permettent le calcul de facteurs de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures pour de nombreuses substances. Bien que suivant la chaîne de cause à effet proposée par Udo de Haes, toutes ces méthodes reposent néanmoins sur des modèles de sort, d'exposition et d'effet différents. Le Tableau 2.3 présente les principaux modèles de caractérisation des impacts existants ainsi que la manière dont ils modélisent le sort, l'exposition et l'effet.

Tableau 2.3: Description des principaux modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures et de leur modélisation du sort, de l'exposition et de l'effet

	USES-LCA	Caltox	EDIP	Impact 2002	BETR	Globox	USEtox
Modèle de sort	Modèle reposant sur des bilans de masse.	Le modèle de sort repose sur le modèle de fugacité (Mackay, 2001)	Le modèle de sort n'est pas quantitatif mais basé sur des paramètres clés: transferts inter-compartiments dégradation	Modèle reposant sur des bilans de masse	Modèle de sort spatialisé. Le modèle de sort suit le concept de fugacité (Mackay, 2001)	Modèle de sort spatialisé reposant sur des bilans de masse	Modèle reposant sur des bilans de masse
Compartiments composant le modèle	2 échelles spatiales sont considérées: une échelle continentale imbriquée dans une échelle globale. L'échelle globale a été divisée en 3 zone climatiques: arctique, tempérée et tropicale. L'échelle continentale a été supposée	Sept compartiments sont utilisés pour décrire le modèle: air, plantes, trois profondeurs de sol, eau de surface et sédiments	Air, eau, sol naturel, sol agricole et sol industriel	Air, eau, sol, sédiments, régions urbaines, végétation permanente, végétation agricole et zones océaniques	24 régions échangeant l'une avec l'autre par advection. 7 compartiments par région: haute atmosphère, basse atmosphère, végétation, sol, eau douce, sédiments et eau de mer côtière	Air, rivières, lacs d'eau douce et sédiments, lacs d'eau salée et sédiments, sols naturel, agricole et urbain, eau souterraine, eau de mer et sédiments	2 échelles imbriquées: une échelle continentale avec 6 compartiments: air, air urbain, sols agricole et naturel, eau de mer et eau douce et une échelle globale avec les mêmes compartiments à l'exception

	appartenir à la zone tempérée. Sept compartiments composent l'échelle continentale: air urbain, air continental, eau douce, eau de mer, sol naturel, sol agricole et sol industriel						de l'air urbain
Compartiment d'émissions	Air urbain, air rural, eau douce, eau de mer, sol agricole et sol industriel	Air, eau et sol		Air, eau, sol	Haute atmosphère, basse atmosphère, végétation, sol, eau douce, sédiments et eau de mer côtière	Air, rivières, lacs d'eau douce, lacs salés, eau de mer, sols naturel, agricole, urbain	Air continental, air urbain, sol agricole et eau douce
Voies d'exposition	Ingestion de particules de sol, inhalation, consommation de cultures agricoles, consommation de produits laitiers, consommation de viande, ingestion d'eau, consommation de poisson	23 voies d'exposition considérées: inhalation, consommation alimentaires, eau, contact dermal, …	Inhalation, ingestion d'eau, de sol, consommation de cultures, de lait, de viande et de poissons.	Les voies d'exposition modélisées sont l'inhalation et l'ingestion	Pas d'exposition modélisée	Air, eau potable, racines, végétaux, viande, produits laitiers, poissons d'eau douce, poissons d'eau salée	Air, eau potable, racines, végétaux, viande, lait et poissons

Modèle d'effet et de sévérité	L'effet est calculé selon des données des extrapolations de données toxicologiques sur des rats (EC50 ou NOAEL dépendamment des données disponibles). La sévérité est par la suite calculée en DALY	L'effet est calculé selon la notion de potentiel sur la santé humaine	Le modèle d'effet est basé sur des paramètres clés: la dose (ou concentration) de référence	Le modèle d'effet est dérivé de la ED10 et la sévérité permet d'obtenir des facteurs de caractérisation en DALY	Pas d'effet modélisé	Considère un effet au-dessus et en-dessous des valeurs seuils	Modèle d'effet basé sur l'extrapolation de EC50
Avantages	Calcul de l'effet selon les recommandations; Environnement marin inclus	Beaucoup de voies d'exposition modélisées, et très bonne modélisation du sort dans les sols	Simplicité du fait de l'utilisation de paramètres clés et très flexible	Modélisation de l'effet à partir de la ED10 comme recommandé	Modèle spatialisé	Modèle très complet, incluant une spatialisation	Basé sur un consensus et prend des paramètres recommandés
Inconvénients	Représentatif de l'Europe	Pas de mesure de sévérité pour arriver à un impact dommage	Basé sur des paramètres clés sans véritable modélisation	Environnement marin mal représenté	Pas d'exposition et d'effets modélisés	Données non disponibles actuellement	
Source	(Mark A. J. Huijbregts *et al.*, 2005; Van Zelm *et al.*, 2009)	(T. E. Mckone, 1993)	(M. Hauschild & Wenzel, 1998; M. Z. Hauschild, 2005)	(O. Jolliet *et al.*, 2003)	(M. Macleod *et al.*, 2001)	(Wegener Sleeswijk & Heijungs, 2010)	(Rosenbaum *et al.*, 2008)

Ce tableau permet de voir les différences qui peuvent exister entre chaque modèle de caractérisation. Ces différences résultent par la suite en des variations des valeurs obtenues pour les facteurs de caractérisation qui peuvent atteindre plusieurs ordres de grandeur pour la même substance (Rosenbaum *et al.*, 2008). À cause de la grande variabilité obtenue pour les facteurs de caractérisation, un modèle consensus, USEtox, a été développé. Pour le projet c'est donc ce dernier qui a été sélectionné. Les raisons de ce choix et une présentation du modèle est effectuée dans la section suivante.

2.2.3.2 Présentation de USEtox : un modèle consensus (M. Z. Hauschild *et al.*, 2008; Rosenbaum *et al.*, 2008)

USEtox est un modèle consensus créé sous l'égide de l'UNEP/SETAC (programme des nations unies pour l'environnement/Société de Chimie et de Toxicologie Environnementale) en réponse aux grandes variations des valeurs de facteurs de caractérisation pouvant résulter des différents modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures existants. Ce modèle a été créé à partir des modèles CalTox, Impact2002, USES-LCA, BETR, EDIP, WATSON et Ecosense. La méthodologie suivie pour la création de ce modèle a été découpée en deux étapes. Dans un premier temps, une comparaison des modèles existants a été effectuée afin de voir les paramètres influant sur la valeur des facteurs de caractérisation. Le but de ce travail était de créer un modèle qui soit assez simple pour le praticien de l'ACV tout en étant scientifiquement solide. Les paramètres clés identifiés et intégrés dans USEtox sont:

- Inclusion d'un compartiment d'air urbain (ce paramètre augmente l'exposition par inhalation du fait de la densité de population)
- Prise en compte des pluies intermittentes et non constantes
- Distinction de plusieurs types de sols (agricole et naturel)
- Prise en compte d'un compartiment marin
- Choix de modèles de bioaccumulation par les plantes et de biotransfert par la viande et le lait qui soient aussi simples que possible et aussi compliqués que nécessaire
- Calcul du facteur d'effet à partir de la EC50.

Par la suite, un nouveau modèle prenant en compte tous ces paramètres clés a été créé.

L'équation utilisée dans USEtox est la suivante (cette équation suit le cadre d'étude défini précédemment) :

$$FC=FF\times XP\times EF \quad (2.2)$$

Où : FC représente le facteur de caractérisation en cas/kg, FF le facteur de sort en jours, XP le facteur d'exposition en jours^{-1} et EF le facteur d'effet en cas/kg.

Le modèle est construit à partir d'un modèle multimédia de sort ayant deux échelles spatiales : une échelle continentale imbriquée dans une échelle globale. Chacune des échelles est composée de plusieurs compartiments environnementaux : air urbain (uniquement pour l'échelle continentale), air, sol agricole, sol naturel, eau douce et eau de mer (Figure 2.5). Trois scénarios d'émission ont été modélisés dans USEtox : une émission dans l'air (urbain, continental ou global), dans l'eau (douce ou maritime) et dans le sol (agricole ou naturel). Pour chaque scénario d'émission, il est par conséquent possible de connaître la concentration de polluants dans chaque compartiment environnemental défini à la Figure 2.5 présentée ci-dessous:

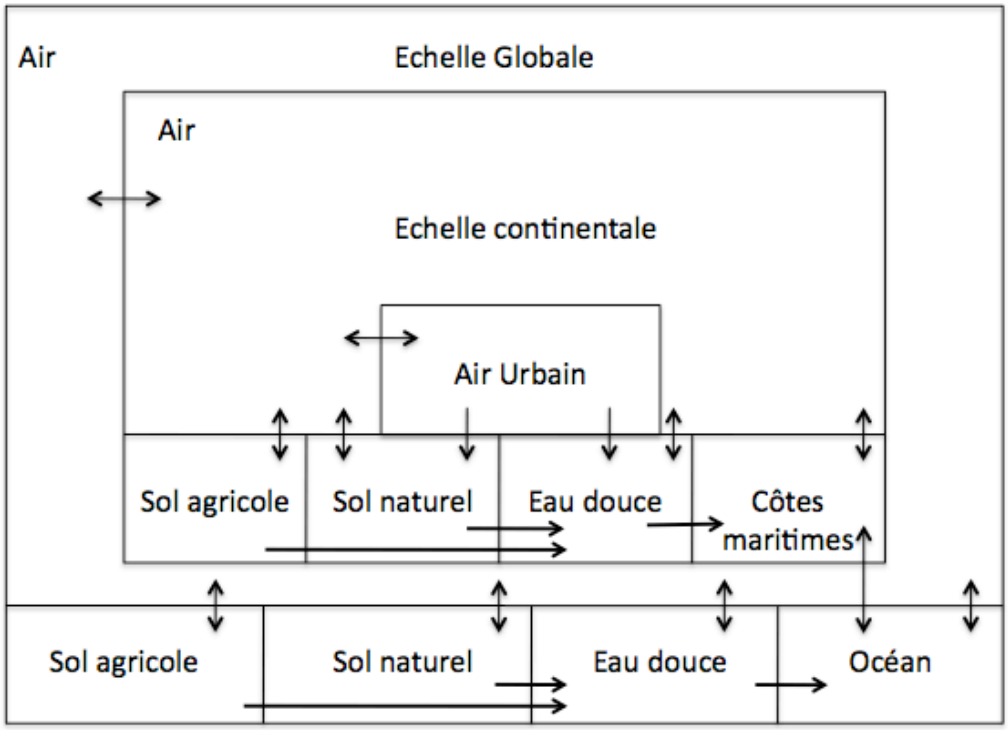

Figure 2.5: Présentation des compartiments environnementaux pris en compte dans le modèle USEtox

En ce qui concerne l'exposition, les voies modélisées sont l'inhalation et l'ingestion d'eau et de nourriture (produits laitiers, fruits et légumes, viande et poissons) permettant d'obtenir le facteur d'exposition XP (en jours^{-1}). Ce facteur représente la quantité d'un polluant prise par une personne par rapport à sa concentration de polluants dans les différents compartiments environnementaux.

Enfin, les effets sont séparés en effets cancérigènes et non cancérigènes pour le calcul du facteur d'effet. Ce modèle d'effet a été construit à partir de données de ED50 (dose affectant 50% des humains étudiés) et non à partir de doses de références tel que recommandé par McKone et collègues (2006). Ces ED50 ont été majoritairement extraites de la Carcinogenic Potency Database (CPDB) pour les effets cancérigènes (Gold *et al.*, 1989) et de données de NOEC (concentration de non-effet) provenant des bases de données IRIS et de l'organisation mondiale de la santé (OMS) transformées en ED50 grâce à des facteurs de conversion pour les effets non-cancérigènes. Ces données ont été extraites pour des espèces animales car très peu de données toxicologiques humaines sont recensées dans la littérature et extrapolées pour le cas humain. En supposant une linéarité de la réponse par rapport à la dose, le facteur d'effet peut être calculé comme suit :

$$EF = \frac{0,5}{ED_{50}} \tag{2.3}$$

où: EF est le facteur d'effet en cas/ kg_{pris}, ED_{50} est la dose ayant un effet sur 50% des humains étudiés en kg_{pris}

Il est à noter que USEtox ne permet pas le calcul de facteurs de caractérisation au niveau dommage (en DALY/kg) mais seulement au niveau problème (en cas/kg). Néanmoins, des facteurs de dommage de 11,5 DALY/cas et 2,7 DALY/cas pour des effets cancérigènes et non cancérigènes respectivement peuvent être appliqués comme recommandé par Huijbregts et confrères (2005).

Ce modèle semble être le plus adapté à utiliser dans le cadre de l'ACV en général et de ce projet en particulier car il se base sur un consensus de nombreux modèles de caractérisation existants et prend donc en compte tous les paramètres influents sur les facteurs de caractérisation déterminés par chacun des modèles composant USEtox et ce, tout en restant simple d'utilisation (pour

exemple, USES-LCA est assez compliqué et prend en compte de nombreux compartiments et processus physico-chimiques pour la modélisation du sort mais n'est pas très transparent pour l'utilisateur). De plus, il est à noter que les facteurs de caractérisation déterminés par le modèle USEtox sont dans l'intervalle des facteurs de caractérisation des modèles ayant servi à créer le modèle comme en témoigne la Figure 2.6. Enfin, il est à noter que USEtox est un modèle très complet. En effet, des facteurs de caractérisation pour plus de 3000 substances sont actuellement disponibles (les autres modèles de caractérisation fournissent en général quelque centaines de facteurs).

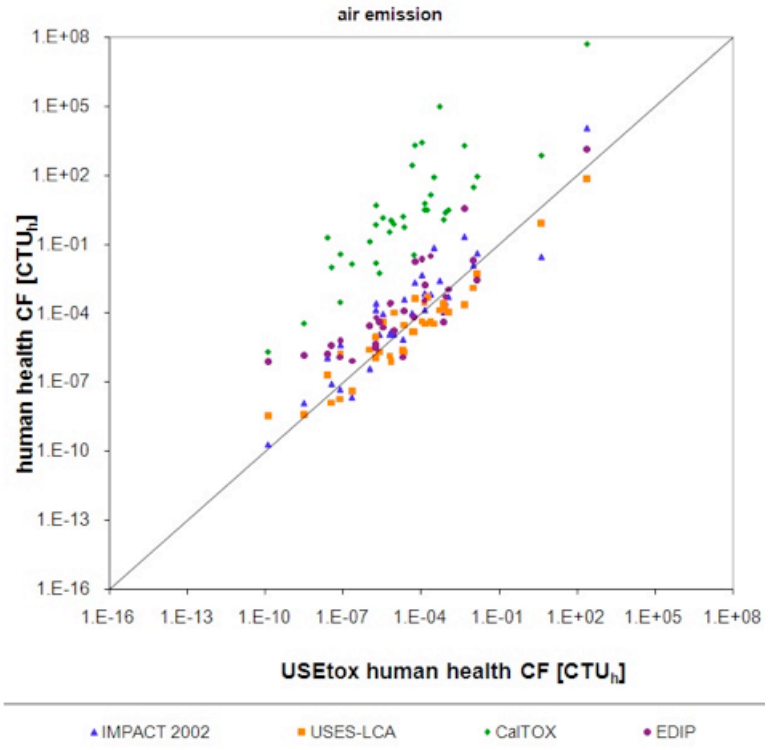

Figure 2.6: Comparaison des valeurs de facteurs de caractérisation obtenues à partir de USEtox avec celles obtenues d'autres modèles de caractérisation (Rosenbaum *et al.*, 2008)

2.2.3.3 Applicabilité de USEtox dans le cadre de la caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures

USEtox est un modèle spécialisé pour le milieu extérieur, il considère donc des paramètres typiques d'un milieu extérieur: compartiment sol, compartiment eau,… et aucune modélisation de

sort n'a été faite pour la caractérisation de taux d'émissions en milieu intérieur. Il ne considère donc pas de paramètres typiques d'un milieu intérieur tels que les taux de ventilation par exemple.

Or, la fraction prise d'une substance i par la voie d'exposition inhalation pour un taux d'émission dans l'air (seul cas possible dans le cas d'un milieu intérieur) à l'aide de USEtox s'exprime grâce à l'équation suivante (Hellweg *et al.*, 2009):

$$iF_i = \frac{\partial I_{ix}}{\partial G_{ix}} \times N = \frac{\partial C_{ix}}{\partial G_{ix}} \times IR \times N \qquad (2.4)$$

avec: iF_i la fraction prise en $kg_{pris}/kg_{émis}$, I_{ix} la quantité prise en kg_{pris}/personne, G_{ix} le taux d'émission intérieure en kg/h, C_{ix} la concentration intérieure de la substance émise en kg/m^3, IR le taux d'inhalation en m^3/personne.h et N le nombre de personnes inhalant la substance.

Cette équation fait intervenir la concentration intérieure de la substance émise C_{ix} qui peut être calculée à l'aide de modèles de sort développés spécifiquement pour le milieu de travail. Ce paramètre ainsi déterminé permettrait un calcul pertinent de la quantité prise en milieu de travail. En ce qui concerne les modèles d'exposition, d'effet et de sévérité, ceux-ci peuvent être directement dérivés de modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures. En effet, l'exposition via la voie inhalation pour le milieu intérieur se fera via le taux d'inhalation comme pour l'extérieur et la méthode utilisée dans USEtox pour calculer le facteur d'effet pourra être utilisée (méthode extrapolant la EC50) car l'effet d'une substance ne dépend pas du milieu étudié.

Ainsi, les principaux modèles de sort caractérisant la concentration des substances émises à l'intérieur en milieu de travail sont présentés dans la partie suivante ainsi que leur applicabilité et leurs applications actuelles dans le domaine de l'ACV.

2.3 Les modèles de sort servant à déterminer la concentration de polluants à l'intérieur d'un bâtiment

Ces modèles ont été décrits dans le détail dans de nombreux ouvrages (Bruzzi, 2007; Jayjock, 1997; Keil, 2000; Keil *et al.*, 2000). Cette partie a pour but de décrire les principaux modèles de sort liés aux émissions intérieures utilisés dans le domaine de l'hygiène de travail pertinents dans le cadre de l'ACV. Ces modèles permettent de déterminer la concentration intérieure de polluants après leur émission dans l'environnement de travail à partir de paramètres connus de

l'environnement de travail, e.g. le taux de ventilation. Or bien souvent, peu de paramètres sont disponibles et restreignent l'utilisation de modèles trop compliqués. Les principaux modèles ayant une applicabilité en ACV selon une revue réalisée par Hellweg et collègues (2009) seront ici présentés et critiqués.

2.3.1 Le modèle one-box

Le modèle one-box repose sur le concept de conservation de la masse à l'intérieur du bâtiment. Comme son nom l'indique, le modèle one-box représente une pièce comme une boîte qui échange avec l'extérieur via la ventilation et mélangé de manière homogène. L'application d'un bilan de masse dans cette boîte donne:

$$V\frac{dC}{dt} = QC_{out} + G - QC - K_{\deg}C \tag{2.5}$$

où : V représente le volume de la pièce en m^3, C la concentration d'une substance calculée en mg/m^3, Q le taux de ventilation en m^3/h, C_{out} la concentration extérieure d'une substance en mg/m^3, G le taux d'émission de substance en mg/h et K_{deg} le taux de dégradation de la substance en m^3/h.

Cela signifie que la variation de masse dans le système (environnement intérieur) est égal à ce qui est rentre (substance émise à l'intérieure et substance arrivant de l'extérieur par la ventilation) moins ce qui sort (dégradation de la substance et évacuation de la substance par la ventilation). En considérant un régime permanent et un mélange idéal, l'équation suivante est obtenue :

$$C = \frac{G}{Q} \tag{2.6}$$

Ce modèle peut donner de bons résultats dans le cas d'un mélange complet de la pièce, de sources d'émissions disposées partout dans la pièce et d'une échelle de temps assez longue. (Bruzzi, 2007)

Néanmoins, l'hypothèse de mélange idéal à l'intérieur de la pièce n'est pas toujours vérifiée, notamment dans le cas de grands lieux de travail (Finlayson *et al.*, 2004). Cette hypothèse est également difficilement réalisable dans le cas d'un taux d'émission continu (Finlayson *et al.*, 2004). C'est pourquoi, pour prendre en compte ces cas de figure où le mélange parfait est

rarement atteint, un facteur de mélange est introduit pour définir un taux de ventilation réel. L'inconvénient de ce facteur est qu'il est déterminé par jugement expert, ce qui enlève de la crédibilité à son sens scientifique. Certains auteurs déconseillent même son utilisation du fait du manque de consensus qui l'entoure (Heinsohn, 1991).

2.3.2 Le modèle two-zone

Il semble instinctif de se dire que la concentration d'une substance proche de la source (une machine par exemple) va être plus élevée que la concentration d'une substance loin de la source. C'est le principe de base du modèle two-zone qui fractionne l'environnement de travail en deux boîtes, l'une proche de la source et l'autre éloignée de la source. Les deux boîtes sont reliées via un taux de transfert k. De plus, la zone éloignée de la source échange avec l'extérieur via la ventilation. Les deux bilans de masse régissant les deux boîtes sont :

$$\begin{cases} V_{NF}\dfrac{dC_{NF}}{dt} = G + k \times C_{FF} - k \times C_{NF} \\ V_{FF}\dfrac{dC_{FF}}{dt} = k \times C_{NF} - (k+Q) \times C_{FF} \end{cases} \tag{2.7}$$

où : V_{NF} représente le volume de la pièce proche de la source en m^3, C_{NF} la concentration d'une substance proche de la source en mg/m^3, G le taux d'émission de substance en mg/h, k le taux de transfert de la zone proche de la source à la zone éloignée de la source en m^3/h, C_{FF} la concentration d'une substance loin de la source en mg/m^3, V_{FF} le volume loin de la source en m^3 et Q le taux de ventilation en m^3/h,

En régime permanent, les équations suivantes sont obtenues :

$$C_{NF} = \frac{G}{Q} + \frac{G}{k} \qquad C_{FF} = \frac{G}{Q} \tag{2.8}$$

Ce modèle est recommandé pour la caractérisation de l'exposition de travailleurs près de la source du fait de la variabilité spatiale qu'il introduit en considérant deux échelles. Cherrie (1999) a d'ailleurs montré que le ratio entre les concentrations de substances proche et loin de la source peut aller de 1 jusqu'à 24 dépendant de la géométrie. Ce modèle montre de bonnes corrélations avec les concentrations réelles mesurées (Nicas *et al.*, 2006; Spencer & Plisko, 2007) mais nécessite également des paramètres qui sont difficiles à déterminer tel que le taux de transfert.

Néanmoins, Cherrie (1999) propose trois valeurs génériques pour le taux de transfert selon la convection présente dans le milieu intérieur.

Il est à noter que le modèle two-zone peut être étendu à plusieurs pièces en un modèle dit multizone. Ce modèle peut permettre une bonne représentation d'un environnement intérieur dans le cas d'une étude de cas où de nombreuses données sont disponibles car de nombreux taux de transfert doivent être déterminés, ce paramètre étant très difficile à trouver.

2.3.3 Le modèle par diffusion de Eddy

Ce modèle part du principe que le transport de masse est régi par le mouvement turbulent et est particulièrement approprié pour représenter des taux d'émissions multidirectionnels, dans des pièces dont les personnes sont réparties de manière inhomogène car il prend en compte la décroissance de la concentration de la substance avec la distance. (Roach, 1981) Le modèle est défini grâce à l'équation suivante :

$$C = \frac{G}{4\pi Dr} \times (1 - erf(\frac{r}{\sqrt{4Dt}})) \tag{2.9}$$

où : C représente la concentration de la substance calculée en mg/m^3, G représente le taux d'émission en mg/h, D le coefficient de diffusivité en m^2/h, r représente la distance à la source en m et erf représente la fonction d'erreur.

L'équation en régime permanent est décrite par :

$$C = \frac{G}{4\pi Dr} \tag{2.10}$$

Dans cette équation, un paramètre clé et difficile à déterminer est le coefficient de diffusivité (D) décrivant le mouvement turbulent de l'air dû aux personnes en mouvement dans la pièce ou par la turbulence de l'émission elle-même. Keil et collègues (2000) ont rapporté des valeurs déterminées expérimentalement pour ce paramètre pour différents scénarii. Dans le domaine industriel, ce coefficient a été mesuré comme variant de 0,05 à 11,5 m2/min (Jayjock, 1997). Ce modèle est très intéressant car il permet de déterminer les concentrations d'une substance auxquelles sont exposés les employés en fonction de la distance par rapport à la source. Néanmoins, les données sont parfois difficiles à trouver dans la littérature et doivent être

déterminées expérimentalement. C'est le cas notamment du coefficient de diffusivité. De plus, il est nécessaire pour l'application de ce modèle de connaître la distribution spatiale des employés d'une entreprise, ce qui est quasiment impossible, et ce même pour une étude de cas.

2.3.4 Applicabilité des modèles calculant la concentration intérieure des substances émises en ACV

2.3.4.1 Application du modèle one-box pour la caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures de polluants au foyer

Suite à une analyse comparative de tous les principaux modèles utilisés dans le domaine de l'ACV, Hellweg et collègues (2009) recommandent le modèle one-box par défaut car il requiert moins de données que les trois autres modèles. De plus, les données nécessaires pour le modèle one-box sont des données accessibles dans la littérature (taux de ventilation par exemple), ce qui n'est pas le cas de certains paramètres des autres modèles (taux de transfert, coefficient de diffusivité).

A partir du modèle one-box, une expression de la fraction prise est proposée :

$$iF = \frac{IR}{Vmk_{ex}} \times N \tag{2.11}$$

où : iF est la fraction prise [adimensionnel], IR le taux d'inhalation [m^3/h], N le nombre de personnes, V le volume de la pièce [m^3], m le facteur de mélange [adimensionnel] et k_{ex} le nombre de renouvellement de la pièce par heure [h^{-1}].

Cette expression suppose que la seule voie d'exposition considérée est l'inhalation. Cette expression peut par la suite être couplée avec des facteurs d'effet et de sévérité utilisés dans les modèles de caractérisation liés aux émissions extérieures tel que USEtox pour avoir le facteur de caractérisation résultant.

Ce modèle montre bien la faisabilité de coupler modèle de sort spécifique aux taux d'émissions intérieures en milieu de travail et modèles d'exposition et d'effet des impacts liés aux émissions extérieures couramment utilisés en ACV. De plus, il montre l'intérêt de l'utilisation d'un modèle one-box du fait de sa simplicité et des paramètres facilement trouvables dans la littérature qu'il utilise. Ce modèle apparaitrait donc comme une bonne base de calcul pour répondre aux besoins du mémoire.

2.3.4.2 Application d'autres modèles calculant la concentration intérieure des substances émises en ACV

La littérature fait mention d'autres références à l'utilisation de modèles de sort liés aux émissions intérieures pour calculer l'impact sur la santé humaine de substances. Hellweg et collègues (2005) utilisent un modèle two-zone afin de quantifier l'exposition au trichloroéthylène et au perchloroéthylène dans le secteur des métaux. De même, une étude a utilisé un modèle multiboîtes pour caractériser l'exposition à des polluants à l'intérieur d'un foyer de trois étages, en considérant chaque étage comme une boîte échangeant avec les autres (Meijer *et al.*, 2005a, 2005b). Kikuchi et Hirao (2008) enfin ont appliqué un modèle one-box pour calculer l'impact sur la santé humaine des taux d'émissions intérieures de substances dans le secteur des métaux. Ces trois études montrent la faisabilité de l'utilisation de modèles de sort spécifiques aux émissions intérieures de substances avec les modèles de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures actuellement utilisés en ACV. Néanmoins, les données nécessaires pour appliquer ces modèles de sort (two-zone, multiboîtes) montrent bien la difficulté qui pourrait exister à l'extrapoler à un cas général du fait de données difficiles à trouver. En effet, plus le modèle de sort se complexifie et plus le nombre de données nécessaires à son application sont nombreuses, ce qui induit une difficulté à l'appliquer dans un autre contexte qu'une étude de cas (Demou *et al.*, 2009).

2.4 L'ACV hybride: un couplage de deux types d'ACV

Pour pouvoir caractériser de manière optimale les impacts des taux d'émissions intérieurs de substances en milieu de travail, il serait intéressant de pouvoir inclure les impacts indirects reliés au produit d'étude. Prenons l'exemple d'une voiture : l'impact primaire relié à sa construction sera celui causé par les substances émises sur la santé des travailleurs du secteur automobile. Néanmoins, la construction d'une telle machine demande de nombreux composants : acier, plastique, énergie… La construction d'une voiture aura donc également un impact indirect sur la santé des travailleurs de ces secteurs qui devrait être pris en compte. Pour ce faire, l'utilisation de l'ACV de type EIO (pour economic input-output) reposant sur les tables entrées-sorties nationales semble incontournable. Dans un premier temps, les principes de l'analyse des tables d'entrées-sorties (TES) seront discutés. Par la suite, l'ACV EIO, ses avantages et ses inconvénients ainsi que les principes de l'ACV hybride couplant ACV traditionnelle de type "procédés" et ACV de type EIO seront discutés.

2.4.1 Principes de l'analyse d'entrées-sorties économiques et application en analyse environnementale.

Les tables d'entrées-sorties (TES) économiques, issues du domaine de la comptabilité, permettent de connaître les échanges monétaires inter-industriels, les consommations finales par les utilisateurs ainsi que tous les comptes des secteurs industriels. Cette méthode est la seule qui a été inventoriée pour caractériser les échanges entre industries du fait de la trop grande disparité des produits de chaque secteur industriel ne permettant pas de caractériser des échanges en termes de flux physiques. La Tableau 2.4 présente un exemple de TES pour une économie de trois secteurs industriels:

Tableau 2.4: Structure d'une table entrées-sorties

	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Demande finale	Total sortie
Secteur 1	a	b	c	X	a+b+c+X
Secteur 2	d	e	f	Y	d+e+f+Y
Secteur 3	g	h	i	Z	g+h+i+Z
Total entrée	a+d+g	b+e+h	c+f+i		

Les informations capitales apportées par cette table sont notamment (Leontief, 1965):

- Les produits utilisés par les secteurs industriels pour leur production (par exemple, le secteur 1 achète a $ au secteur 1, d $ au secteur 2 et g $ au secteur 3 pour sa production) ;
- La production de chaque secteur industriel (par exemple le secteur 1 vend a $ au secteur 1, b $ au secteur 2, c $ au secteur 3 et X $ aux consommateurs finaux pour un total de ventes de a+b+c+X $) ;
- L'utilisation de ces produits par les consommateurs finaux (la dernière colonne montre les consommations finales de tous les secteurs).

À partir de ces tables brutes, de nombreuses analyses ont été apportées pour extraire certaines informations. Leontief (1965) est notamment parti du principe que l'argent gagné par un secteur industriel était la somme de l'argent gagné auprès des entreprises et auprès des consommateurs finaux, ce qui peut se traduire par le système d'équations suivant pour n secteurs industriels :

$$\begin{cases} x_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \cdots + a_{1n}x_n + y_1 \\ x_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \cdots + a_{2n}x_n + y_2 \\ \vdots \\ x_i = a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \cdots + a_{in}x_n + y_i \\ x_n = a_{n1}x_1 + an_2x_2 + \cdots + a_{nn}x_n + y_n \end{cases} \tag{2.12}$$

où x_i représente les ventes totales du i-ième secteur industriel, a_{in} représente la vente du secteur i au secteur n pour une production de 1 dollar du secteur n, et y_i représente la consommation finale de produits de l'industrie i. $a_{in}x_i$ représente donc la consommation de l'industrie n auprès de l'industrie i.

Toutes ces équations peuvent être réunies pour donner sous forme matricielle l'équation suivante qui permet de connaître pour une demande donnée les besoins dans tous les secteurs industriels de la table d'entrées-sorties (Leontief, 1965):

$$X = (I - A)^{-1} \times Y \tag{2.13}$$

Où : X est le vecteur des besoins, I la matrice identité, A est la matrice dite de Leontief et Y le vecteur de demande finale.

La matrice de Leontief peut se calculer en divisant chaque case de la table d'entrées-sorties par la production totale du secteur industriel acheteur (Leontief, 1965). Cette matrice repose sur l'hypothèse de stabilité des coefficients, c'est-à-dire que les prix de vente sont considérés constants et que pour produire un dollar d'un secteur, les coûts en entrée sont toujours les mêmes. De plus, le modèle est supposé comme étant linéaire : deux fois plus de produits nécessite deux fois plus d'entrants en termes monétaires, ce qui est cohérent. Cette équation est très intéressante pour le projet car elle permettrait de relier le prix de l'unité fonctionnelle étudiée (vecteur Y) aux dépenses induites dans les autres secteurs (vecteur X).

2.4.2 Sources de données de TES

Les TES sont disponibles en ligne sur les sites internet de statistiques nationales : Statistiques Canada (2003/2004) pour le Canada, l'institut national de la statistiques et des études économiques (INSEE) (2010) pour la France ou encore le bureau d'analyses économiques (BEA) (2010) pour les Etats-Unis. Néanmoins, il est nécessaire d'adapter ces tables pour pouvoir appliquer l'équation 2.13. En effet, les travaux de Leontief peuvent s'appliquer à une matrice carrée, ce qui n'est pas le cas des tables actuelles qui se basent sur le système des comptes nationaux des Nations Unies (United Nations Statistics Division, 1993). Généralement, deux tables sont données : Make et Use. Ces tables sont organisées sous formes de matrices avec les produits en ligne et les secteurs industriels en colonnes. La table Make permet de connaître quels produits sont fabriqués par quels secteurs industriels. La table Use, elle, permet de connaitre quels sont les secteurs industriels qui consomment quels produits. Ces matrices ne sont donc bien souvent pas compatibles avec l'équation de Leontief car le nombre de produits n'est pas égal au nombre de secteurs industriels. Néanmoins, il est possible à partir de ces deux tables d'obtenir une matrice carrée industrie par industrie ou produit par produit. Une méthode de transformation est proposée par le BEA (Horowitz & Planting, 2009).

L'organisation de coopération et de développement économique (OCDE) (2010) tient également à jour des tables d'entrées-sorties pour de nombreux pays. Les matrices de Leontief inverse i.e. $(I-A)^{-1}$ sont directement disponibles. L'accès à des données directes permet donc d'éviter la transformation des données des tables Make et Use, ce qui réduit le temps de calcul. Néanmoins, le niveau d'agrégation de secteurs de ces tables est assez grand (20 secteurs) et les résultats sont donc moins précis par l'utilisation de ces tables que par l'utilisation de tables Make et Use brutes (50 secteurs, ou plus selon le type de table utilisée). Pour exemple, les secteurs de l'alimentation, des boissons et du tabac sont réunis en un seul secteur tandis que les tables Make et Use fournies par BEA séparent ces trois secteurs. De plus, le détail des calculs pour l'obtention de ces matrices de Leontief n'est présenté à aucun endroit. Il n'y a donc aucun moyen de savoir sur quels mécanismes de transformation reposent ces matrices.

2.4.3 L'ACV EIO

Bien que l'outil d'analyse d'entrées-sorties ait été développé pour caractériser les interdépendances économiques entre secteurs industriels, il peut également être utilisé à des fins

d'analyse environnementale. En effet, l'équation 2.5 peut être couplée à un vecteur de taux d'émission à l'environnement par unité monétaire pour obtenir les taux d'émission à l'environnement associés à un produit. Ce principe est utilisé en ACV sous le nom d'ACV-EIO (pour economic input output- entrées-sorties économiques) et est régie par l'équation suivante:

$$G = B \times (I - A)^{-1} \times Y \qquad (2.14)$$

où: G représente le vecteur de taux d'émission de polluants à l'environnement en $kg_{émis}$, B représente un vecteur de taux d'émission de polluants à l'environnement par unité monétaire de vente en $kg_{émis}$/$. Ce vecteur est généralement construit à partir de base de données de taux d'émissions nationales de polluants telles que la US toxics Release Inventory pour les Etats-Unis ou l'Inventaire National des Rejets de Polluants au Canada. Enfin, le vecteur $(I-A)^{-1}Y$ représente le vecteur de besoins dans tous les secteurs industriels pour une demande donnée conformément à l'équation 2.5.

Cette équation a été appliquée dans le cadre de l'ACV pour caractériser les impacts reliés à une demande dans un secteur donné: c'est le cas de Missing Inventory Emission Tool (MIET)(S. Suh & Huppes, 2002) ou encore de l'outil Openio (Andrews, 2008). Ces études montrent donc la faisabilité de l'intégration de l'outil entrées-sorties dans le domaine de l'ACV et montrent l'intérêt qu'il pourrait y avoir à utiliser cet outil dans le cadre de ce projet pour caractériser les impacts indirects.

2.4.4 Avantages et inconvénients de l'ACV EIO

Cette méthode a été créée en réponse à de nombreuses critiques de l'ACV classique dite "procédés" (décrite précédemment dans cette revue) comme étant tronquée et introduisant une erreur (S. Suh & Huppes, 2002). En effet, les données de ce type d'ACV doivent être collectées pour de nombreux processus, ce qui nécessite l'introduction de frontières du système de produits. Or, l'erreur introduite par les frontières pourraient être plus grandes que les erreurs de la méthode d'ACV EIO (qui ne nécessite pas de frontières car un modèle global d'économie est utilisé), ce qui justifierait son utilisation à la place de l'ACV classique. La valeur de ces erreurs peut atteindre jusqu'à 50% de la valeur du résultat final (Lenzen, 2001). De plus, les méthodes de calcul utilisées dans le cadre de l'ACV EIO sont transparentes et faciles à trouver car elles utilisent uniquement des données disponibles publiquement (bases de données nationales) ce qui

n'est pas le cas de l'ACV procédés dont les sources des bases de données telle que Ecoinvent sont parfois manquantes (Sangwon Suh *et al.*, 2003). Enfin, le dernier avantage lié à l'utilisation de l'ACV EIO est le fait que les relations indirectes sont prises en compte par la méthode elle-même. Par exemple, la production d'une voiture nécessite de l'acier et la production de cet acier nécessite de l'énergie. Cette énergie nécessaire à la production de l'acier sera incluse dans les calculs de l'ACV EIO. C'est ainsi qu'il a été montré que l'ACV EIO était compatible et pouvait être utilisée comme outil pour réaliser l'inventaire du cycle de vie (Hendrickson *et al.*, 1998; Lave *et al.*, 1995; Moriguchi *et al.*, 1993). Néanmoins, l'ACV EIO comporte également quelques inconvénients. Premièrement, toutes les étapes du cycle de vie présentées à la Figure 2.1 ne peuvent pas être prises en compte par cette méthode: ceci est valable pour la phase d'utilisation ainsi que la phase de gestion de fin de vie. Dans le cadre de ce projet, cet argument n'aura aucune influence car l'évaluation de l'impact des substances polluantes sur la santé humaine des travailleurs ne considère que la phase de fabrication du produit. Le deuxième gros inconvénient concerne la définition des secteurs industriels. En effet, le niveau d'agrégation peut parfois être très élevé et entrainer une grande incertitude du résultat (Heijungs & Suh, 2002; Kohn, 1972). En effet, même les secteurs composant les TES au niveau le plus désagrégé peuvent être très inhomogènes (Bullard & Sebald, 1988). Pour exemple, les productions de gaz, de pétrole et de charbon en Australie sont classifiées dans la même catégorie, ce qui va avoir une influence sur l'impact qui y est relié (Lenzen, 2001). Or, les TES regroupent tous les modes de production sous l'appellation "production d'électricité". Cette approximation entraine donc une incertitude à la différence de l'ACV "procédés" qui sépare les modes de production en divers processus. De plus, dans le cadre d'une ACV comparative, les produits sont bien souvent très similaires et appartiennent au même secteur industriel. Dans ce cas de figure, l'ACV-EIO se révèle inefficace (Heijungs & Suh, 2002). Il est également notable que les tables entrées-sorties sont bien souvent surannées et entrainent une incertitude temporelle (S. Suh & Huppes, 2002). Cette incertitude est d'autant plus marquée pour des secteurs en développement ou des technologies récentes (Sangwon Suh *et al.*, 2003). Pour exemple, aux Etats-Unis, la dernière TES disponible date de 2002. Enfin, il existe bien souvent des inconsistances en termes de correspondance entre la matrice environnementale B et la TES du fait des différentes nomenclatures économiques utilisées. Pour remédier à ceci, des tables de correspondance sont mises à disposition par des organismes telle que la commission européenne (European Commission, 2010).

2.4.5 Principe de l'ACV hybride

En réponse aux avantages et aux inconvénients de chaque type d'ACV (procédés et EIO), l'ACV dite hybride a été adaptée d'une approche existante dans le domaine de l'énergie avec pour objectif de combiner les forces de chaque outil (Bullard *et al.*, 1978). Trois méthodes différentes permettent l'utilisation du principe d'ACV hybride selon différentes perspectives:

- Le premier modèle appelé modèle ACV EIO donne une grande place à l'ACV EIO. Pour ce faire, toutes les données de processus fournies par l'ACV "procédés" sont utilisées afin de désagréger les secteurs de la TES. Prenons l'exemple d'une étude portant sur une table basse. Dans ce cas, le secteur des meubles auquel appartient la table peut être désagrégé en "table basse" qui serait le produit étudié et pour lequel des données existent à partir de l'ACV "procédés" et "Meubles sauf table basse" qui constituerait le reste du secteur dans la TES. Cette opération permet d'obtenir un secteur industriel correspondant au processus étudié. Le résultat de l'ACV au final est ainsi plus juste car l'inconvénient de sur-agrégation des TES est outrepassé (Joshi, 1999; Lenzen, 2001). Les secteurs de la TES sont directement utilisés pour tous les processus secondaires pour lesquels aucune donnée n'est disponible à partir de l'ACV "procédés". Certaines voies de réflexion sont également ouvertes concernant l'inclusion possible des phases d'utilisation et de fin de vie dans cette méthodologie par une création de nouveaux secteurs "hypothétiques" à la TES (Joshi, 1999).

- Le deuxième modèle appelé modèle de Bullard d'ACV hybride consiste à traiter les processus de premier plan à l'aide de l'ACV "procédés" (le produit étudié) et tous les processus d'arrière plan sont traités avec l'ACV EIO (Bullard & Sebald, 1988). De plus, les résultats de l'ACV "procédés" sont utilisés pour toutes les étapes du cycle de vie ne pouvant être traitées par l'ACV EIO telles que l'utilisation et la fin de vie. Cette méthode a été appliquée dans de nombreuses études de cas et est la méthode la plus souvent utilisée en ACV du fait de sa simplicité (Hondo *et al.*, 1996; Marheineke *et al.*; Munskgaard *et al.*, 2001; Sangwon Suh *et al.*, 2003).

- Le troisième modèle appelé modèle hybride intégré reprend le principe du deuxième modèle et propose un modèle mathématique appelé modèle hybride intégré combinant des données d'ACV "procédés" sous forme matricielle (Heijungs & Suh, 2002) et des données

d'ACV EIO (S. Suh & Huppes, 2000). Ce modèle a été appliqué dans le cadre d'une étude de cas sur un revêtement de sol (S. Suh & Huppes, 2001). Pour ce faire, une ACV "procédés" réalisée par Gorrée et collaborateurs (2000; 2002) a été utilisée. Par la suite, tous les processus appartenant au système de produit mais qui avaient été exclus des frontières du système ont été intégrés grâce à l'ACV EIO par l'intermédiaire du logiciel MIET (S. Suh & Huppes, 2002). Les résultats de l'ACV hybride développée en rapport à l'ACV "procédés" classique ont été comparés et montrent des différences de l'ordre de 20% (S. Suh & Huppes, 2001).

Le tableau suivant résume les avantages et les inconvénients de chaque méthodologie d'ACV hybride:

Tableau 2.5: Avantages et inconvénients de chaque méthode d'ACV hybride

	Avantages	Inconvénients
Modèle ACV EIO (Joshi, 1999)	- Evite le double-comptage - Cadre d'étude bien défini	- Difficile à mettre en place car la désagrégation des secteurs demande des données monétaires, ce qui est peu courant en ACV (flux physiques) - Utilisation et fin de vie sont ajoutées manuellement et ne sont pas intégrées dans le modèle
Modèle de Bullard (Bullard & Sebald, 1988)	- Facile d'utilisation	- Double-comptage (Jespersen & Munksgaard, 2001; Munskgaard *et al.*, 2001)

Modèle hybride intégré (S. Suh & Huppes, 2000)	- Cadre d'étude bien défini et couvrant tout le cycle de vie - Évite le double-comptage	- Difficile d'utilisation - Demande beaucoup de données et de temps

En conclusion, la méthodologie d'ACV hybride se révèle très intéressante de par le consensus qu'elle apporte en utilisant les forces de chaque type d'ACV pour arriver à des résultats permettant de prendre en compte tant les impacts directs qu'indirects d'un produit. De plus, l'utilisation des TES permettent d'étendre les frontières du système à toute l'économie nationale ce qui limite les erreurs introduites par cette pratique.

De plus, la deuxième méthode proposée par Bullard pourrait très facilement s'adapter dans le cadre de ce projet. En effet, l'impact sur la santé humaine des travailleurs dans le secteur du produit étudié pourrait être calculé à l'aide de l'ACV "procédés" car des données directes seront potentiellement disponibles (dans le cadre d'études de cas) tandis que tous les impacts indirects dans les autres secteurs pourront être calculés grâce à l'ACV EIO sans avoir à définir de frontières de système. Pour pouvoir appliquer cette méthode, des facteurs de caractérisation génériques en DALY/$ devront être développés et appliqués comme vecteur B (vecteur d'impact environnemental) afin de déterminer l'impact indirect lié au taux d'émission de substances polluantes sur la santé des travailleurs lié à la fabrication d'un produit.

2.5 Conclusion de la revue

À partir de cette revue, il est visible que peu de modèles de caractérisation sont pertinents dans le cadre de ce projet. Deux raisons peuvent expliquer ceci : tout d'abord, concernant les modèles caractérisant le sort des substances polluantes intérieures émises en milieu de travail, ceux-ci demandent pour la plupart de nombreuses données (coefficients de transfert, volume, …) comme peuvent en témoigner les études de cas utilisant ces modèles. Or, l'objectif principal de ce projet est la caractérisation des impacts liés aux taux d'émissions intérieures de substances polluantes en milieu de travail grâce à des données de la littérature via des facteurs de caractérisation génériques. Il serait donc très difficile d'utiliser les modèles two-zone et multiboîtes présentés

dans les études de cas car certains paramètres spécifiques à chaque entreprise (coefficients de transfert par exemple) ne pourraient être déterminés de manière générique avec justesse.

De plus, concernant les modèles de caractérisation des impacts liés aux taux d'émissions intérieures de substances en milieu de travail tels que EDIP et les modèles empiriques, ceux-ci ne reposent sur aucune modélisation de sort quantitative et sont donc très dépendants des données de la littérature. Ils ne suivent en outre pas le cadre d'étude présenté par Udo de Haes et collègues (2002). En conséquence, ces lacunes de modélisation ne permettraient pas une caractérisation de l'impact de manière assez robuste et pertinente et aucune comparaison avec les modèles de caractérisation des impacts liés aux taux d'émissions extérieurs de substances polluantes ne serait possible, ce qui constitue également un objectif de ce projet. Aussi, concernant les modèles empiriques, une très grosse incertitude serait inhérente au résultat.

C'est pourquoi, seul le modèle de caractérisation des impacts liés aux taux d'émissions intérieures de substances basé sur un modèle de sort one-box proposé par Hellweg et collègues (2009) semblerait valide dans le cadre de notre étude car il ne demande pas trop de données. De plus, il est basé sur le cadre méthodologique proposé par Udo de Haes et collègues (2002), ce qui renforce le bien-fondé de son utilisation. Néanmoins, conformément à l'équation 2.1, il serait nécessaire d'obtenir des données de taux d'émissions intérieures de polluants en milieu de travail afin de calculer le score d'impact associé à une substance (donnée fournie par l'étape d'inventaire). Or, ces données sont très peu disponibles dans la littérature pour le cas du milieu de travail. En revanche, des données de concentrations intérieures de substances sont recensées par les entreprises pour vérifier leur conformité par rapport à la loi (loi de limites d'exposition professionnelle à ne pas dépasser par les entreprises). L'inventaire de ces données étant réalisé par des organismes scientifiques nationaux, les données sont spatialisées pour le pays dont dépend le centre de recherche. Pour exemple, les bases de données Solvex et Colchic répertorient des données de concentrations intérieures de polluants patialisées pour la France. Il semblerait donc pertinent d'utiliser le modèle de caractérisation des impacts liés aux taux d'émissions intérieures développé par Hellweg et collègues (2009) en l'adaptant pour faire apparaître un terme de concentration comme paramètre d'entrée plutôt qu'une donnée de taux d'émission intérieur.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente la méthodologie employée afin de répondre aux objectifs de recherche. Dans un premier temps, la méthodologie permettant de caractériser l'impact sur la santé humaine des émissions intérieures en milieu de travail sera présentée. Dans un second temps, une comparaison de tous les types d'impacts: foyer, milieu de travail et milieu extérieur sera effectuée à l'aide d'une étude de cas sur un siège de travail. Enfin, la comparaison de l'impact des particules émises en milieu de travail et à l'extérieur sera effectuée en rapport aux impacts des substances organiques.

3.1 Caractérisation de l'impact sur la santé humaine des émissions intérieures en milieu de travail

Cette section de la méthodologie correspond à celle retrouvée dans l'article du Chapitre 4. Les grandes étapes sont donc décrites dans les paragraphes suivants tandis que les détails sont retrouvés dans la section « Materials and Methods » du Chapitre 4.

Dans cette étude, le cadre d'étude défini par Udo de Haes et collègues (2002) pour la santé humaine a été utilisé, selon le premier membre de l'équation 3.1 pour le calcul du score d'impact S_i en DALY/UF (UF désigne l'unité fonctionnelle):

$$S_i = I_i \times EF_i = E_i \times \frac{IR \times N \times F}{Q} \times EF_i \tag{3.1}$$

Où I_i désigne la quantité prise en kgpris/UF, EF_i désigne le facteur d'effet en DALY/kg_{pris} dans le cas d'une caractérisation au niveau dommage. En milieu intérieur, la quantité prise peut se calculer grâce à un modèle de sort one-box comme le produit d'une quantité émise d'un contaminant (E_i en $kg_{émis}$/UF) et d'une fraction prise définie pour les émissions intérieures en fonction du taux d'inhalation (IR en m^3/personne/h), du nombre de personnes exposées (N sans dimension), de la fraction du temps auquel les personnes sont exposées (F en h/h), et du taux de ventilation (Q en m^3/h) (Deborah H. Bennett *et al.*, 2002; Hellweg *et al.*, 2009; Rosenbaum *et al.*, 2008).

Toutefois, cette équation est difficilement applicable au milieu de travail du fait du manque de données de quantités émises disponibles dans la littérature. En revanche, des données de

concentrations intérieures sont régulièrement mesurées. De plus, d'autres paramètres tel que le taux de ventilation qui varie beaucoup selon les entreprises, sont difficilement extrapolables à un secteur industriel entier pour le calcul d'un impact générique. C'est pourquoi, une nouvelle approche est ici présentée dans ce mémoire et permet le calcul de la quantité prise I_{ij} (mg/UF) en milieu de travail pour le secteur industriel j selon:

$$I_{ij} = C_{ij} \times IR \times W_j = C_{ij} \times IR \times w_j \times d_j \tag{3.2}$$

où: C_{ij} représente la concentration du contaminant i à laquelle sont exposés les travailleurs du secteur j (mg/m^3), IR le taux d'inhalation (m^3/personne/h) et W_j le nombre d'heures travaillées dans le secteur j par unité fonctionnelle (personne×h/UF).

Le paramètre W_j peut être calculé selon deux méthodologies différentes:

a) Pour le secteur en avant plan correspondant au produit étudié, des données primaires (directement mesurées) peuvent être utilisées afin de calculer un facteur W_j par unité fonctionnelle (UF).

b) Pour tous les secteurs en arrière plan, impliqués de manière indirecte dans la production du produit à l'étude, W_j peut être calculé comme le produit de la demande d_j dans le secteur j (en \$/UF) et du nombre d'heures travaillées par dollar de vente dans le secteur w_j (heures/\$)

3.1.1.1 Évaluation des paramètres pour la nouvelle méthodologie

Trois paramètres doivent être déterminés pour le calcul de la quantité prise générique en milieu de travail par dollar (deuxième membre de l'équation 3.2): la concentration intérieure C_{ij}, le taux d'inhalation IR et le nombre d'heures travaillées par dollar de vente w_j . La demande d_j est une donnée d'entrée propre à chaque étude.

Les données de concentration (C_{ij}) proviennent de la base de données française Solvex qui classifie des données par substance chimique et par secteur industriel selon la nomenclature d'activités françaises (NAF) (Inrs, 2009).

Le taux d'inhalation horaire par individu (IR) a été extrait du handbook de l'agence de protection environnementale des Etats-Unis (USEPA) (U.S Environmental Protection Agency, 1997). Plusieurs niveaux d'activité sont disponibles: activité sédentaire (0,3 m^3/h), activité légère (0,75

m^3/h), activité modérée (1,6 m^3/h) et activité intense (3 m^3/h). Une activité modérée a été choisie en première approximation pour tous les secteurs comme valeur moyenne.

Enfin, le nombre d'heures travaillées par dollar de vente (w_j) a été extrait du site de statistiques au travail des Etats-Unis BLS (www.bls.gov) à partir du nombre de travailleurs de la production dans chaque secteur industriel (cols bleus), du nombre d'heures travaillées par secteur industriel et des ventes annuelles de chaque secteur. Le facteur w_j et sa variabilité ont été étudiés dans l'article.

Par la suite, les données n'étant pas compatibles du fait de nomenclatures différentes (NAF pour les données de concentrations intérieures et nomenclature américaine pour w_j), des tables de correspondance fournies par les nations unies ont été utilisées pour transformer toutes les données par secteur de la nomenclature internationale ISIC (International Standard Industrial Classification) (United Nations Statistics Division, 2010). Les quantités prises par dollar de vente ont ainsi été calculées pour cette nomenclature.

3.1.1.2 Comparaison avec la quantité prise due aux émissions extérieures

La comparaison de la quantité prise et de l'impact des émissions intérieures avec ceux des émissions extérieures a été réalisée en couplant l'outil MIET qui permet d'obtenir des facteurs d'émissions dans l'environnement par dollar de vente d'un secteur industriel et par compartiment d'émission (air, eau, sol) et les données de fractions prises fournies par le modèle de caractérisation USEtox par compartiment d'émission (Rosenbaum *et al.*, 2008; S. Suh & Huppes, 2002) (Annexe 1). Il est à noter que USEtox considére deux compartiments air: air urbain et air continental. Dans ce projet, 50% de la quantité aérienne émise fournie par MIET est considérée dans l'air urbain et 50% dans l'air continental selon la répartition de la population mondiale dans ces deux compartiments tel que recommandé par USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008).Les voies d'exposition inhalation et ingestion ont été prises en compte pour la comparaison.

3.1.1.3 Application de la méthodologie à un échantillon de substances pour 18 secteurs industriels (Annexe 2) et comparaison entre l'impact sur la santé des travailleurs des émissions intérieures et l'impact des émissions extérieures

La méthodologie a été testée pour 22 substances (Annexe 3). Tout d'abord, les quantités prises à l'intérieur et à l'extérieur ont été comparées pour les cinq substances ayant le plus grand impact

sur la santé humaine des travailleurs: n-hexane, dichlorométhane, tétrachloroéthylène, chloroforme et styrène.

Par la suite, ces quantités prises ont été multipliées par les facteurs d'effet disponibles dans USEtox (en cas/kg) pour des effets cancérigènes et non-cancérigènes (Rosenbaum *et al.*, 2008) (Annexe 1). Des facteurs de sévérité de 11,5 DALY/cas et 2,7 DALY/cas respectivement pour les deux types d'effets ont enfin été considérés tel que recommandé par Huijbregts et collègues (2005) afin de calculer l'impact sur la santé humaine des travailleurs ainsi que l'impact des émissions extérieures par dollar de vente pour chacune des substances en DALY/$. Les impacts de chaque substance ont pu par la suite être sommés afin d'obtenir un impact agrégé sur la santé humaine par secteur industriel. L'impact sur la santé humaine a tout d'abord été étudié de manière séparée pour chaque substance pour des effets cancérigènes et non-cancérigènes. Par la suite, l'impact agrégé des émissions intérieures en milieu de travail et des émissions extérieures a été comparé.

3.2 Comparaison des impacts sur la santé humaine des émissions intérieures et extérieures: Cas d'un siège de travail

Afin d'appliquer la méthodologie présentée à la partie précédente et comparer les résultats avec les impacts couramment étudiés, une étude de cas a été menée en collaboration avec le service développement durable de l'entreprise de mobilier de bureau Steelcase. Le produit étudié est un siège de travail. Trois méthodologies ont été appliquées : la méthodologie classique de l'ACV pour calculer les impacts potentiels d'émissions extérieures à l'environnement, la méthodologie développée par Hellweg et collègues (2009) pour caractériser les émissions intérieures au foyer lors de l'utilisation du produit et la méthodologie développée dans ce mémoire pour caractériser l'impact des émissions intérieures en mileu de travail. La présente étude portera exclusivement sur les composés organiques volatils (COV) sur demande de l'entreprise Steelcase.

3.2.1 Objectifs et champ de l'étude

3.2.1.1 Objectifs

Les objectifs de l'étude sont:

- Démontrer la faisabilité de l'application des trois méthodologies dans une même application ACV pour évaluer respectivement trois typologies d'émissions : au foyer, au travail et à l'extérieur grâce à une étude de cas.
- Comparer la contribution des impacts relativement aux trois typologies d'émissions sur une analyse de cycle de vie complète afin de conclure quant à l'intérêt de l'apport de méthodologies telle que la caractérisation des émissions intérieures en milieu de travail.

3.2.1.2 Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence

La fonction principale d'un siège de travail est de permettre une assise de manière confortable et ergonomique pour travailler. L'unité fonctionnelle retenue est "Permettre une assise pendant 15 ans".

Le flux de référence considéré est un siège car la durée de vie du produit étudié a été estimée à 15 ans par l'entreprise Steelcase directement (Communication personnelle avec Sébastien Zinck, expert développement durable de Steelcase).

3.2.1.3 Frontières du système

Pour les frontières du système, les cinq étapes habituelles d'une ACV ont été retenues pour l'étude: Extraction de matières premières, fabrication, transport, utilisation et fin de vie. Il est à noter que seule l'ACV caractérisant les niveaux d'émissions extérieurs prendra en compte ces cinq étapes. En effet, l'impact lié aux émissions en milieu de travail ne sera étudié que pour l'étape de fabrication car la méthodologie développée n'a d'application que pour cette étape du cycle de vie. En ce qui concerne les niveaux d'émissions intérieurs au foyer, leur impact ne va affecter que la phase d'utilisation du produit. Les frontières du système sont présentées dans la figure suivante:

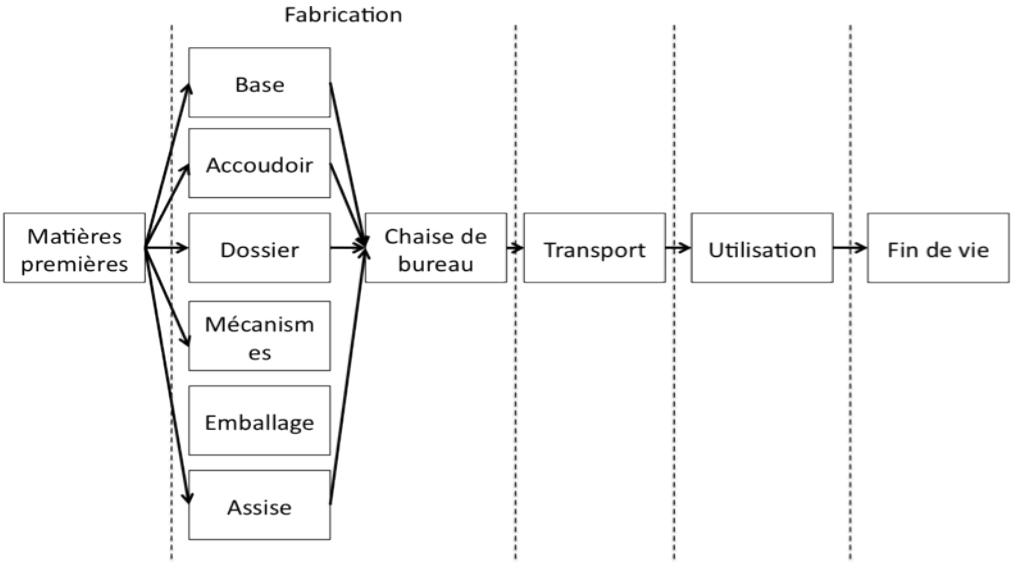

Figure 3.1: Frontières du système de produits considéré pour l'analyse de cycle de vie du siège.

3.2.2 Méthodologie de calcul

Dans cette partie, les trois méthodologies de calcul pour les trois types d'émissions seront présentées ainsi que toutes les sources de données qui ont permis de faire les calculs reliés d'ACV.

3.2.2.1 Calcul des impacts causés par les quantités émises à l'extérieur sur le cycle de vie du siège

L'analyse de cycle de vie « classique » a été effectuée par M. Sebastien Zinck à partir de données primaires de l'entreprise. L'inventaire du cycle de vie a été effectué grâce à des processus issus du logiciel européen Ecoinvent 2.0 (Communication personnelle avec S. Zinck, expert développement durable chez Steelcase). Le siège a été divisée en cinq parties: les accoudoirs, le dossier, l'assise, les mécanismes et la base (la liste des processus utilisés pour modéliser la chaise est une donnée confidentielle qui ne sera pas publiée dans ce mémoire). Parmi toutes les substances inventoriées, les COV ont été extraits à partir de deux listes gouvernementales fournies par le ministère de l'environnement ontarien et le ministère du développement durable et des parcs du Québec (MDDEP) (Ministère Du Développement Durable De L'environnement Et Des Parcs (Mddep), 2002; Ontario Ministry of Environment, 2008) (La liste des quantités émises en COV est présentée en Annexe 4).

Par la suite, la fraction prise fournie par USEtox par compartiment d'émission (air, eau, sol agricole) a été utilisée afin d'obtenir la quantité prise de COV pour le cycle de vie d'un siège de travail. Il est à noter que USEtox considére deux compartiments air: air urbain et air continental. Dans ce projet, 50% de la quantité aérienne émise fournie par l'inventaire (Annexe 4) est considérée dans l'air urbain et 50% dans l'air continental selon la répartition de la population mondiale dans ces deux compartiments tel que recommandé par USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008). Les voies d'exposition inhalation et ingestion ont été prises en compte pour la comparaison. Les facteurs d'effets cancérigènes et non-cancérigènes de USEtox ainsi que des facteurs de sévérité de 11,5 et 2,7 DALY/cas respectivement ont été appliqués afin de calculer l'impact des quantités émises à l'extérieur sur la santé humaine en DALY/siège (M. A. J. Huijbregts *et al.*, 2005; Rosenbaum *et al.*, 2008).

3.2.2.2 Calcul des impacts causés par les quantités émises au foyer par le siège

Le calcul des impacts intérieurs au foyer a été réalisé en suivant le modèle décrit par Hellweg et collègues (2009) (second membre de l'équation 3.1). Cette partie décrit toutes les sources de données qui ont permis de calculer ces impacts.

3.2.2.2.1 Évaluation des paramètres pour l'approche au foyer

Le premier paramètre à déterminer est le niveau d'émission du siège durant tout son cycle de vie. Trois protocoles différents fournissant des données de taux d'émission étaient disponibles afin de caractériser la quantité émise par le siège sur toute sa durée de vie, soit 15 ans: BIFMA (protocole US), RAL-UZ (protocole allemand) et AFFSET (protocole français) (Les protocoles d'échantillonnage sont présentés en Annexe 5).

Tout d'abord, il est à noter que le protocole BIFMA n'a pas été utilisé car il est inexploitable. En effet, ce protocole fournit des taux d'émissions mesurées à 3 et 7 jours. Or, pour la majorité des substances, les taux d'émissions de produits sont plus élevées à 7 jours qu'à 3 jours. Il est par conséquent impossible de faire une extrapolation pertinente à 15 ans car cela entraine des augmentations de taux d'émissions continues, ce qui n'est pas cohérent. Le taux d'émission augmente en général en début de vie du produit pour diminuer lentement selon une loi de puissance (Iso, 2004).

Le protocole AFFSET relève les taux d'émissions en unités de $mg/m^2/h$. Il semble donc difficile de l'utiliser car cela nécessiterait la connaissance de la surface d'un siège. N'ayant pas d'informations à ce sujet, l'incertitude reliée au résultat présenté serait très grande. En conséquence, le protocole RAL-UZ semblerait le plus pertinent car d'une part les données de taux d'émissions sont en g/h pour le siège. De plus, les relevés de taux d'émissions à 28 jours sont plus petits que les données de taux d'émissions à 3 jours, ce qui implique qu'une extrapolation à 15 ans est possible sans valeurs aberrantes. Les valeurs disponibles à partir des analyses de laboratoire sont présentées à la table suivante:

Tableau 3.1: Niveaux d'émissions à 3 et 28 jours selon le protocole allemand RAL-UZ

Substance	Taux d'émissions en µg/h (3 jours)	Taux d'émissions en µg/h (28 jours)
COV C6-C16	460	9
COV <C6	4	2
COV >C16	4	2
Formaldéhyde	11	8,8
Autres aldéhydes	15	7,5

Pour les catégories "COV <C6", "COV >C16" et "Autres aldéhydes", les valeurs de taux d'émissions étaient inférieurs au seuil de détection. En conséquence, l'hypothèse suivante a été posée:

1) La valeur de taux d'émission à 3 jours est égale à la moitié du seuil de détection
2) La valeur de taux d'émission à 28 jours est égale à la valeur de taux d'émission à 3 jours divisée par 2.

A partir de ces données de taux d'émission, il était nécessaire de calculer les quantités émises par le siège sur toute sa durée de vie, soit 15 ans. L'extrapolation a été faite sur le modèle d'une loi de

puissance comme recommandé par plusieurs auteurs, selon les équations suivantes permettant le calcul du taux d'émission au temps t E_t (Iso, 2004; Magee *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 1999) :

$$E_t = a \times t^{-b} \tag{3.3}$$

avec:

$$\begin{cases} a = E(t_1) \times t_1^{\,b} \\ b = \dfrac{\ln E(t_1) - \ln E(t_2)}{\ln t_2 - \ln t_1} \end{cases} \tag{3.4}$$

Où: t_1 et t_2 représentent des pas de temps pour lesquelles des données d'émissions $E(t_1)$ et $E(t_2)$ ont été mesurées (dans notre cas, 3 et 28 jours). a et b représentent deux constantes à déterminer.

Pour les cinq groupes de substances considérés, les facteurs a et b ont été déterminés, et par conséquent l'équation d'extrapolation représentant la valeur du taux d'émission (en µg/h) en fonction du temps (selon l'équation 3.3; le détail de ces facteurs peut être trouvé en Annexe 5).

Par la suite, afin de représenter la valeur d'émission sur 15 ans avec le plus d'exactitude possible, un calcul par itération a été effectué. Pour ce faire, chaque itération calcule le pas de temps durant lequel le taux d'émission varie de 0,1µg/h. Chaque itération permet donc de calculer une valeur d'émission en µg (en multipliant le niveau d'émission par le pas de temps calculé). L'émission de substance en 15 ans de durée de vie du siège a ainsi pu être obtenue. Les valeurs d'émission pour les substances considérées sont résumées dans le tableau suivant:

Tableau 3.2: Emissions sur la durée de vie du produit des différentes substances étudiées

Substance	Quantités émises en µg (15 ans)
COV C6-C16	7,62E+5
COV <C6	6,86E+4
COV >C16	6,86E+4
Formaldéhyde	7,52E+5
Autres aldéhydes	2,72E+5

Par la suite, des données génériques concernant le taux d'inhalation moyen au foyer (0,5m3/h) (Nazaroff, 2008) et le taux de ventilation moyen par personne (Q/N= 85,9m3/pers.h) ont été utilisés (Stoop *et al.*, 1998). Ce dernier facteur, valide pour les Pays-Bas, a été choisi car aucune autre information pertinente n'a été trouvée à ce sujet. L'hypothèse est donc implicitement faite que ce facteur est valide également pour le cas de la France. Cette hypothèse introduit nécessairement une incertitude qu'il conviendrait de prendre en compte. Ainsi, à partir de toutes ces données, la quantité inhalée au foyer a pu être calculée pour un siège.

Ensuite, afin de calculer un facteur d'effets pour les COV en tant que groupe, donnée non disponible directement dans USEtox, une liste dressée par l'agence de protection environnementale des Etats-Unis (USEPA) reposant sur 100 tests réalisés dans 100 bureaux et inventoriant les composés organiques volatils (COV) retrouvés le plus fréquemment en milieu intérieur a été utilisée (U.S Environmental Protection Agency (Usepa), 2010). A partir de cette étude, les COV ont été classés selon trois groupes en fonction de leur fréquence de présence dans les bureaux: substances retrouvées dans 100%, entre 75% et 99% ou moins de 75% des inventaires réalisés. Seules les substances appartenant aux deux premiers groupes ont été retenues

comme substances émises très fréquemment dans les bureaux, lieu d'utilisation fréquente des sièges fabriqués par l'entreprise Steelcase. Par la suite, les facteurs dose-réponse pour des effets cancérigènes et non-cancérigènes pour la voie d'exposition inhalation de ces substances ont été extraits du modèle de caractérisation USEtox lorsqu'ils étaient disponibles (ceci était le cas pour 85% des substances étudiées) (Rosenbaum *et al.*, 2008). Une liste des substances retenues ainsi que de leur facteur d'effets associé est présentée en Annexe 5. La moyenne géométrique des facteurs d'effets de toutes ces substances a été calculée afin d'avoir une idée du facteur d'effet pour les COV retrouvés au foyer en tant qu'ensemble. Cette moyenne a été utilisée car les facteurs d'effets ont une grande variabilité d'une substance à l'autre pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur. Or, lorsque l'écart-type d'un échantillon représente plus de 30% de la valeur de la moyenne arithmétique, une distribution log-normale peut être définie (Gentry *et al.*, 2008). En conséquence, la moyenne géométrique a été utilisée comme paramètre représentant une distribution log-normale. Dans la suite du mémoire, lorsqu'une moyenne géométrique sera utilisée, la même justification s'appliquera. Il est à noter que le facteur dose-réponse du formaldéhyde a été gardé de manière séparée car une valeur d'émission existait spécifiquement pour cette substance (Tableau 1.2).

Enfin, des facteurs de sévérité de 11,5 DALY/cas pour les effets cancérigènes et 2,7 DALY/cas pour les effets non-cancérigènes ont été appliqués pour obtenir une valeur d'impact sur la santé humaine au foyer en DALY/siège.(M. A. J. Huijbregts *et al.*, 2005)

3.2.2.3 Calcul des impacts causés par des émissions intérieures en milieu de travail

Pour caractériser les émissions intérieures en milieu de travail, l'équation 3.2 a été utilisée pour le calcul de la quantité prise en milieu de travail.

3.2.2.3.1 Impacts directs de la production d'un siège de travail

Les impacts directs ont été calculés uniquement à partir de données de l'entreprise. Des concentrations ont été mesurées dans l'entreprise entre 2004 et 2008 dans différentes pièces de l'entreprise. Le détail des concentrations peut être trouvé en Annexe 6. Une moyenne géométrique de la concentration dans toutes les pièces a été calculée et retenue comme donnée de concentration intérieure pour toute l'usine. Cette hypothèse a été retenue car aucune information sur la répartition des employés dans les différentes salles de l'usine n'était disponible. Deux

données de concentrations ont été retenues: la donnée de concentration moyenne intérieure de 2008 ainsi que la moyenne géométrique des données de concentrations moyennes des années 2004 à 2007.

Le taux d'inhalation a été trouvé sur le Handbook d'exposition de USEPA qui fournit des taux d'inhalation en milieu de travail pour différents niveaux d'activité (U.S Environmental Protection Agency (Usepa), 2009). Un niveau d'activité modéré a été retenu car il s'agissait d'une valeur moyenne de taux d'inhalation.

Le facteur W caractérisant l'exposition des travailleurs a été calculé directement avec des données de l'entreprise par flux physique et fixé à 0,6 personnes.h/siège (Communication personnelle avec S. Zinck, expert développement durable chez Steelcase).

A partir de ces trois facteurs, les quantités prises en COV pour la production d'un siège ont pu être calculées. Ensuite, le calcul d'un facteur d'effet pour les COV en tant que groupe était nécessaire. Pour ce faire, la base de données Solvex de l'INRS fournissant des relevés de concentrations intérieures pour une centaine de substances dans différents secteurs industriels a été utilisée. Dans le cadre de l'étude de cas, la liste des substances mesurées dans le secteur "Fabrication de meubles de bureau et de magasin" (Code 30.01Z selon la nomenclature des activités françaises) a été inventoriée. Par la suite, les COV ont été extraits de cette liste à l'aide des inventaires de COV fournis par les ministères de l'environnement québecois et ontarien. Pour ces substances, les facteurs d'effets cancer et non-cancer pour la voie d'exposition inhalation du modèle de caractérisation USEtox ont été utilisés lorsqu'ils étaient disponibles (ceci était le cas pour 97% des substances étudiées) (Rosenbaum *et al.*, 2008). Une liste des substances retenues ainsi que de leur facteur d'effet associé est présentée en Annexe 6. La moyenne géométrique des facteurs d'effets de toutes les substances a été calculée afin d'avoir une idée du facteur d'effet pour les COV en tant qu'ensemble. Enfin, des facteurs de sévérité de 11,5 DALY/cas pour les effets cancérigènes et 2,7 DALY/cas pour les effets non-cancérigènes ont été appliqués pour obtenir une valeur d'impact direct en milieu de travail en DALY pour la production de l'unité fonctionnelle d'un siège.(M. A. J. Huijbregts *et al.*, 2005)

Les quantités prises ainsi que l'impact résultant des émissions extérieures, des émissions au foyer et des émissions en milieu de travail (impacts directs) ont été comparés et discutés dans la partie résultats.

3.2.2.3.2 Impacts indirects de la production d'un siège de travail

L'ACV de type EIO a été appliquée afin de calculer les impacts indirects liés à la production d'un siège. Ne possédant aucune donnée primaire sur tous les secteurs impliqués indirectement dans la production du siège de travail étudié, les facteurs génériques en DALY/€ pour la France ont été calculés à l'aide du second membre de l'équation 3.2. Pour ce faire, les données utilisées à la partie 1.1 (données de concentration, taux d'inhalation, facteurs d'effet et de sévérité) ont été utilisés à la différence du facteur W_j qui a été calculé spécifiquement pour la France à partir de données de l'INSEE sur le nombre de travailleurs par secteur, le nombre d'heures travaillées par secteur et le total des ventes de chaque secteur selon la nomenclature économique de synthèse (Insee, 2010).

Les facteurs W_j et les données de concentrations étant fournis dans des nomenclatures différentes, un jugement expert a permis de faire correspondre les données (Annexe 7). De plus, le niveau d'aggrégation des deux classifications n'est pas le même. Ainsi, lorsque plusieurs secteurs de la nomenclature internationale étaient agrégés en un seul secteur dans la nomenclature économique de synthèse, une moyenne géométrique des valeurs de concentrations a été effectuée pour obtenir un score d'impact moyen pour le secteur agrégé. Une liste des facteurs W_j et des scores d'impact résultants en DALY/€ est présentée en Annexe 7 pour 38 substances selon la nomenclature économique de synthèse. Les COV ont été extraits de ces 38 substances à partir des listes fournies par les ministères de l'environnement québécois et ontarien.

En ce qui concerne le facteur d (équation 3.2), il a été calculé à l'aide de tables d'entrées-sorties qui recensent les échanges inter-monétaires d'une économie nationale. Il est possible, à partir de ces tables, de trouver toutes les ventes induites dans tous les secteurs de l'économie nationale pour satisfaire à une demande donnée dans un secteur industriel, grâce à l'équation matricielle suivante (Leontief, 1965):

$$d=(I-A)^{-1}\times Y \qquad (3.5)$$

Où: d représente le vecteur des besoins dans tous les secteurs pour satisfaire au vecteur de demande finale Y. Chaque ligne du vecteur d représente un secteur de l'économie nationale. Le nombre de secteurs dans le vecteur dépend de l'aggrégation des tables d'entrée-sortie (TES) choisie. $(I-A)^{-1}$ représente la matrice inversée de Leontief. Cette matrice est une matrice carrée

secteur par secteur. Chaque case de la matrice indique le niveau de production nécessaire dans le secteur i pour répondre à une augmentation d'une unité de la demande finale du secteur j.

Les matrices de Leontief inverse pour la France ont été calculées à partir des TES disponibles sur le site de l'INSEE (Institut National De La Statistique Et Des Études Économiques (Insee), 2010). La méthodologie de calcul est présentée en Annexe 7. Ensuite, le vecteur Y représentant le vecteur de demande finale sera rempli de valeurs nulles pour toutes les lignes sauf pour la ligne correspondant au secteur du produit d'étude. La production d'un siège de travail a été classifiée selon le secteur industriel de la nomenclature économique de synthèse "GC41- Fabrication de meubles". La valeur de cette case du vecteur Y est représentée par le prix de vente du point de vue du producteur qui restera confidentiel dans ce mémoire (Communication personnelle avec Sébastien Zinck, expert développement durable de Steelcase).

Ainsi, les impacts indirects liés à la production du siège ont été calculés pour les 32 COV disponibles. Les impacts indirects de chaque substance ont par la suite été sommés pour obtenir l'impact indirect résultant pour les COV en tant qu'ensemble.

3.3 Développement de scores d'impacts directs d'émissions intérieures en milieu de travail pour les particules: Cas de la fonderie

Il semble important de s'arrêter sur le cas des particules. En effet, en premier lieu les poussières sont fréquemment retrouvées en milieu de travail (*Votre bureau est-il pollué?*, 2010). De plus, cette substance peut avoir de nombreux effets sur la santé humaine pouvant aller jusqu'au cancer du poumon (D. W. Dockery & Pope, 1994; Douglas W. Dockery *et al.*, 1993; Humbert *et al.*, 2009; Pope 3rd *et al.*, 1995; Pope *et al.*, 2002; C. A. Pope *et al.*, 2009; Siddiqui *et al.*, 2009). C'est pourquoi, il pourrait être utile de s'intéresser à ce genre de substance ayant en général un impact plus élevé que les substances organiques étudiées dans la partie précédente de ce mémoire, comme en témoigne l'étude de cas réalisée par Steelcase (Annexe 8, l'impact de la catégorie respiratory effects incluant les particules est plus élevée que les catégories carcinogens et non-carcinogens incluant les substances étudiées précédemment) (Humbert, 2009). Les particules se divisent généralement en deux fractions, les PM10 ayant un diamètre inférieur à 10µm et les PM2,5 ayant un diamètre inférieur à 2,5µm. Cette différenciation est importante car

les effets de ces deux types de particules ne sont pas les mêmes (Brunekreef *et al.*, 2005; Douglas W. Dockery *et al.*, 1993; European Commission, 2005 ; Us Environmental Protection Agency, 2009; World Health Organization (Who), 2006). Il serait donc pertinent de séparer l'étude en deux fractions de particules: PM2,5 et les autres particules appartenant aux PM10 mais plus grandes que les PM2,5 (ces particules seront notées PM10-2,5) comme suggéré par Humbert et collègues (2009). Dans cette partie, l'impact sur la santé humaine des substances organiques et des particules en milieu de travail et à l'extérieur sera étudié.

L'étude va se porter sur le secteur de la fonderie car c'est le seul secteur pour lequel suffisamment de données étaient disponibles pour le cas des particules afin de permettre une comparaison entre les substances organiques et les particules ainsi qu'entre le milieu de travail et le milieu extérieur. Cet exemple permettra donc de montrer l'influence qu'ont les particules sur la santé humaine en milieu de travail ainsi quà l'extérieur.

3.3.1 Méthodologie de calcul de la quantité prise

3.3.1.1 Cas des émissions intérieures en milieu de travail

Le modèle d'émissions intérieures en milieu de travail a été appliqué pour les particules ainsi que pour les substances organiques (équation 3.2).

Concernant les substances organiques, les données de concentration intérieure ont été extraites de la base de données Solvex pour le secteur de la fonderie pour les substances étudiées précédemment (Annexe 3). Pour ce faire, une méthode d'extraction a été appliquée afin de maximiser le nombre de données de concentrations intérieures à partir du fait que les nomenclatures économiques se divisent en étages. Les données de concentration ont donc été extraites de la base de données pour chaque étage de la nomenclature pour le cas de la fonderie: groupe "Fonderie", division "Métallurgie" et section "Manufacture". Solvex donnant accès aux données de concentration moyenne dans le cas où plus de 50 mesures ont été effectuées, il peut arriver que seuls 30 relevés existent pour un secteur, ayant pour conséquence une non-publication des données de concentration moyenne.

C'est pourquoi, l'hypothèse a été formulée que si des mesures ont été effectuées dans un secteur, alors cette substance est présente dans le secteur. C'est ainsi que si des mesures ont été effectuées dans un groupe mais que les données ne sont pas publiées, alors la donnée de concentration sera

extraite du niveau supérieur, soit la division. Le raisonnement similaire peut être fait pour le cas d'une division dont les données ne seraient pas publiées. Des données de concentration existent pour la section manufacturière des substances étudiées, ce qui a pour effet que chaque substance aura une donnée de concentration si la substance a été mesurée dans le groupe fonderie au moins une fois. Ce raisonnement permet donc une maximisation du nombre de données de concentrations intérieures pour le groupe fonderie tout en augmentant également l'incertitude reliée au résultat fourni. La moyenne géométrique des relevés a été utilisée pour chaque substance et toutes les données utilisées peuvent être trouvées en Annexe 9.

En ce qui concerne les particules, la concentration intérieure dans le domaine de la fonderie a été extraite d'un registre de mesures suisse inventoriant quelques substances par secteurs. La concentration est donnée sous l'appelation "Poussière alvéolaire inerte". Ce type de poussière désigne les particules qui sont assez fines pour atteindre les alvéoles pulmonaires et peuvent être assimilées à des PM10 (www.cramif.fr/pdf/th2/prev/dte107.pdf). Une moyenne géométrique des deux relevés disponibles pour le secteur de la fonderie a été retenue comme valeur de concentration intérieure.

Le facteur W par dollar de vente a été extrait pour le secteur "Fonderie" (Code 243 de la nomenclature internationale) à partir de données fournies par le bureau des statistiques au travail américain (0,0118 personne×h/$) (United States Department of Labor, 2010). Par la suite, un taux d'inhalation pour une activité modérée a été retenu comme valeur moyenne (1,6 m^3/h).

Ainsi, la quantité prise pour les particules et les substances organiques à l'intérieur a pu être calculé. Il est à noter que la quantité prise en particules a été séparé en deux fractions: la fraction de PM2,5 inhalée et la fraction de PM10-2,5 inhalée à partir des fractions données par Humbert et collègues en milieu intérieur (92% de PM2,5 et 8% d'autres particules émises) (Humbert *et al.*, 2009) .

3.3.1.2 Cas des émissions extérieures

La quantité prise relative aux émissions extérieures a été réalisée en couplant des facteurs de niveaux d'émissions par dollar de vente par compartiment d'émission (air, eau, sol) et des données de fractions prises.

Tous les facteurs d'émissions ont été extraits de l'outil MIET pour le secteur "Iron and Steel Foundries" (S Suh, 2004). Il est à noter que les facteurs d'émissions des particules étaient séparés en PM10 et PM2,5. La quantité émise par dollar de la fraction PM10-2,5 a donc été obtenue en soustrayant les quantités de PM10 et de PM2,5 émises.

Concernant les substances organiques, les fractions prises fournies par USEtox ont été utilisées (Rosenbaum *et al.*, 2008). Les voies d'exposition inhalation et ingestion ont été prises en compte.

Les fractions prises (iF) des particules à l'extérieur ont été effectuées à partir des recommandations de Humbert et collègues (2009). Les fractions prises sont séparées selon la hauteur d'émission (Haut, Bas, Niveau du sol) et selon les fractions PM2,5/PM10-2,5, comme le montre le tableau suivant:

Tableau 3.3: Données de fractions prises selon la hauteur d'émissions et la fraction de PM (Humbert *et al.*, 2009)

Hauteur d'émission	Pourcentage des émissions à l'air	Fraction PM2,5	iF PM2,5 (ppm)	Fraction PM10-2,5	iF PM10-2,5 (ppm)
Haut	16%	0,6	7,1	0,4	6,6
Bas	5%	0,73	11	0,27	9,9
Niveau du sol	79%	0,12	24	0,88	14

A partir de ce tableau, la fraction prise (iF) moyenne pondérée par hauteur d'émission a été calculée pour chaque fraction de PM, soit 3 ppm pour les PM2,5 et 10,3 ppm pour les PM10-2,5.

3.3.2 Méthodologie de calcul des impacts sur la santé humaine

Par la suite, les facteurs d'effets ont été appliqués pour obtenir l'impact de tous les types de substances.

Le facteur d'effet pour les substances organiques a été extrait de la même manière que présenté dans la première partie de la méthodologie grâce à USEtox pour les facteurs dose-réponse et grâce à des facteurs de sévérité de 11,5 DALY/cas et 2,7 DALY/cas pour les effets cancérigènes

et non-cancérigènes respectivement tel que recommandé (M. A. J. Huijbregts *et al.*, 2005; Rosenbaum *et al.*, 2008).

Concernant les particules, les facteurs d'effets recommandés par Humbert et collègues (2009) ont été utilisés, soit 82 DALY/kg pour les PM10-2,5 et 140 DALY/kg pour les PM2,5. Grâce à ces facteurs d'effets, les scores d'impact par dollar des particules et substances organiques à l'intérieur et à l'extérieur ont été calculés et comparés. Par la suite, les impacts des particules et des substances organiques ont été sommés et comparés pour les milieux intérieur et extérieur.

CHAPITRE 4 IMPACTS SUR LA SANTÉ HUMAINE DES ÉMISSIONS INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL DANS LE DOMAINE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

4.1 Présentation de l'article

Ce chapitre présente le manuscrit intitulé « Indoor occupational human health impacts in life cycle assessment », soumis à la revue Environmental Science and Technology en Novembre 2010. Il présente le développement de la méthodologie de calcul de scores d'impacts génériques pour caractériser les impacts intérieurs en milieu de travail. L'article a été rédigé en collaboration avec Olivier Jolliet (Université du Michigan), Thitiporn Sukaew (Université du Michigan), Manuele Margni (École Polytechnique de Montréal), Sébastien Humbert (Quantis International) et Louise Deschênes (École Polytechnique de Montréal).

4.2 Indoor occupational human health impacts in Life Cycle Assessment

4.2.1 Abstract

Human health impact scores are evaluated by multiplying emission inventory and characterization factors (CFs) in life cycle assessment (LCA). Even though people spend 90% of their time indoors and pollutant concentrations are often higher indoors than outdoors, CFs are traditionally developed to assess the potential impacts of outdoor emissions. This paper describes a generic occupational indoor impact score calculation method for 22 organic substances and 18 industrial manufacturing sectors by combining labour statistics and indoor substance concentrations in disability-adjusted life years (DALY) per sales dollar in a given sector.

Worker×hours per sales dollar (pers×h/$) within and across sectors ranges from a minimum of 0.0006 pers×h/$ for the chemicals industry to a maximum of 0.028 pers× h/$ for the textile industry. Depending on the sector, measured indoor workplace concentrations range from 0.1 to 100 mg/m^3 for the five studied substances that contribute the most to the global impact score.

Carcinogenic impact across the sectors ranged over 4 orders of magnitude, from $4 \cdot 10^{-11}$ and up to $4 \cdot 10^{-7}$ DALY/$ of sales for the sector. The comparison of indoor and outdoor impact scores calculated using USEtox shows that, for a given chemical, indoor emissions impact scores are some three orders of magnitude higher than outdoor ones. This novel approach enables us to integrate human health impacts from occupational exposure into LCA practice, limiting the number of required modeling parameters.

4.2.2 Introduction

Life cycle assessment (LCA) is a method that aims to evaluate the potential environmental impacts of products, services or process throughout their life cycles, from materials extraction to end of life (M. Z. Hauschild, 2005). In LCA, the link between the emission and the damage is expressed by a characterization factor (Impact/Mass), which is calculated for human health as the product of an intake fraction (Intake/Emission) (Deborah H. Bennett *et al.*, 2002) and an effect factor (Damage/Intake). The impact units are generally expressed as an aggregated indicator, namely disability-adjusted life years (DALY) units (Murray & Lopez, 1996). As of yet and in most cases, life cycle impact assessment (LCIA) methods only calculate human health impacts related to pollutant outdoor emissions even if, according to the most recent U.S. Bureau of Labor Statistics (BLS) report, 3% of occupational deaths are caused by indoor exposure to harmful substances (Bureau of Labor Statistics. Unites States. Department of Labor, 2008). In fact, several indicators show that pollutant emissions in the occupational environment can lead to much greater human health impacts as compared to outdoor emissions. First, owing to smaller air volume, occupational indoor concentrations of the same chemical can be 50 times higher than outdoor concentrations (California Air Resources Board, 2006). Also, people spend approximately 10% of their time in the workplace i.e., twice the time they spend outdoors (Leech *et al.*, 1996). Therefore, the higher concentrations and higher exposure times, which lead to higher exposure at workplace than in ambient air (1 to 3 orders of magnitude according to Hellweg and colleagues (Hellweg *et al.*, 2005)), demonstrate the importance of taking this impact pathway into account in existing life cycle impact assessment (LCIA) framework.

However, most LCIA methods do not consider emissions in indoor environments, especially in the workplace. The semi-quantitative Danish method EDIP (Environmental Design for Industrial Products) assesses occupational exposure for substances emitted above a threshold calculated as a

proportion of the Danish legal limit (M. Hauschild & Wenzel, 1998). Even if this method constitutes a first essay on the inclusion of occupational exposure in LCIA, the characterization model does not adequately reflect the environmental mechanisms that are involved (e.g., substance quantity inhaled per quantity emitted) and remains inconsistent with outdoor modeling. Two other LCIA empirical methods were developed using working statistics coupled with data on illnesses and deaths in indoor environments to determine the human health impacts of working activities in each industrial sector (Hofstetter & Norris, 2003; Schmidt *et al.*, 2004). The drawback of such methods is two-fold: it does not take into account all illnesses due to a lack of data, and the potential impact is calculated for each industrial sector and not for each chemical since it is based on sectoral statistics.

Outside the LCIA field, several models have been specifically developed to assess indoor exposure to toxic pollutants. These models were recently reviewed by an international expert working group of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Hellweg *et al.*, 2009). The authors concluded that, because of their accuracy, transparency and ease of use, one-box model, multibox model and eddy-diffusion model can all be integrated into existing environmental models in LCIA. However, these models significantly differ in their level of sophistication and model parameter requirements. Demou *et al.* (Demou *et al.*, 2009) clearly illustrated the difficulty of determining accurate parameters for the multibox model and the eddy-diffusion model in a vehicle repair industry case study. This conclusion lead Hellweg and co-authors to recommend the use of a one-box model as a default approach to assess household and working place indoor emissions in LCA. They developed a model that links chemical emissions to intake (intake fraction) as a function of the ventilation rate, the inhalation rate and the number of people in the room (Hellweg *et al.*, 2009). Though such data is relatively accessible for households, the parameters for occupational exposure are difficult to collect.

Other published case studies combine characterization models for indoor and outdoor emissions within LCIA. Hellweg *et al.* (Hellweg *et al.*, 2005) merged indoor and environmental multimedia models to assess human exposure from indoor emissions and ambient air in the metal sector using a two-box model. Meijer *et al*. created a model for the characterization of indoor emissions and radiation from building materials in Dutch dwellings in an LCA context using a multibox model (Meijer *et al.*, 2005a, 2005b). These studies demonstrated the applicability of such models and the importance of considering indoor emissions within LCIA. However, no attempt has been

made to extend the approach to all industrial sectors in order to generate an operational set of characterization factors for existing LCIA methods. Furthermore, in the case of occupational exposure, indoor emissions data collection is extremely difficult. In industry, concentrations are often measured to ensure compliance with threshold limit values (TLV). It would therefore be easier to consider concentration rather than emissions as a starting parameter, as suggested by Kikuchi and Hirao (Kikuchi & Hirao, 2008). Another factor is the importance of capitalizing on sector-specific labour statistics to characterize the exposed worker population of the considered sector.

This paper determines the main environmental mechanisms and parameters that impact worker exposure to pollutant indoor emissions. Consequently, the aims of this paper are to (a) develop a method that capitalizes on these novel ideas and combines them in order to calculate the indoor intake and sector-specific impact factors of any industrial sector, (b) apply the approach to a series of tested sectors and (c) calculate the contribution of a set of substances to the worker health impacts and compare it to the outdoor impact of the same functional unit.

4.2.3 Methodology

4.2.3.1 Worker exposure characterization

4.2.3.1.1 Presentation of the new occupational approach

The most widely-accepted LCIA source-to-damage framework to assess toxic emissions was used as the starting point for this study (Udo De Haes *et al.*, 2002):

$$S_i = I_i \times EF_i \tag{4.1}$$

Where S_i is the impact score (DALY/FU, with FU being the functional unit), I_i is the intake of a given chemical *i* per functional unit (kg_{intake}/FU) and EF_i is the effect factor (DALY/kg_{intake}). In LCA, for the outdoor emissions of a substance *i*, the intake is generally calculated as the product of an emission per functional unit (E_i , $kg_{emitted}$/FU) multiplied by the intake fraction (iF_i, $kg_{intake}/kg_{emitted}$) (first part of equation 2) (Udo De Haes *et al.*, 2002)·(Rosenbaum *et al.*, 2008).

$$I_i = E_i \times iF_i = E_i \times \frac{IR \times N \times F}{V \times m \times k_{ex}} \tag{4.2}$$

For indoor emissions, Hellweg et al. (Hellweg *et al.*, 2009) proposed to determine the intake fraction (second part of equation 2) as a function of *IR*, an individual's daily air inhalation rate (m^3/day); *N*, the number of persons exposed (unitless); *F*, the fraction of the time that workers are exposed to the chemical (unitless); *V*, the volume of the workplace (m^3); *m*, the mixing factor (between 0.1 and 1) (unitless)(Heinsohn, 1991) and k_{ex} , the exchange rate of the workplace volume (between 25 and 75 – 500 times per day (day^{-1}) respectively, with and without a mechanical system)(Heinsohn, 1991). Though this is useful for household conditions, quantifying the ventilation rate can be difficult since it varies widely from one situation to the next and the emissions inside the manufacturing area per functional unit are not sufficiently defined for the development of an operational method applied to occupational health for a wide range of industrial sectors.

This paper advances an alternative approach for occupational exposure. It calculates the intake per functional unit as a function of the concentration of pollutant i C_{ij} to which the worker on a given process or in a given sector *j* is exposed to (kg/m^3), the worker's hourly air inhalation rate *IR* (m^3/h) and the number of worker-hours exposed per functional unit W_j (h/FU), as shown in equation 3:

$$I_{ij} = C_{ij} \times IR \times W_j = C_{ij} \times IR \times w_j \times d_j \tag{4.3}$$

The first advantage of this approach is that concentrations (rather than emissions) are measured within the workplace. With regards to the number of hours worked per functional unit (W_j), two complementary approaches could be suggested: a) for the industry and process under direct study, process data may be collected on the number of hours worked per functional unit. This, however, is unrealistic for the supply chain, which can involve thousands of processes. In such cases, b) the number of hours worked in a given industry may be calculated as the product of the monetary demand *d* in a monetary unit per functional unit ($/FU) in the considered industry sector multiplied by w_j, the number of person-hours worked per monetary unit in the sector (pers-h/$: second part of equation 3).

Figure 1 provides an overview of the three approaches to characterize outdoor, household and occupational toxic emissions.

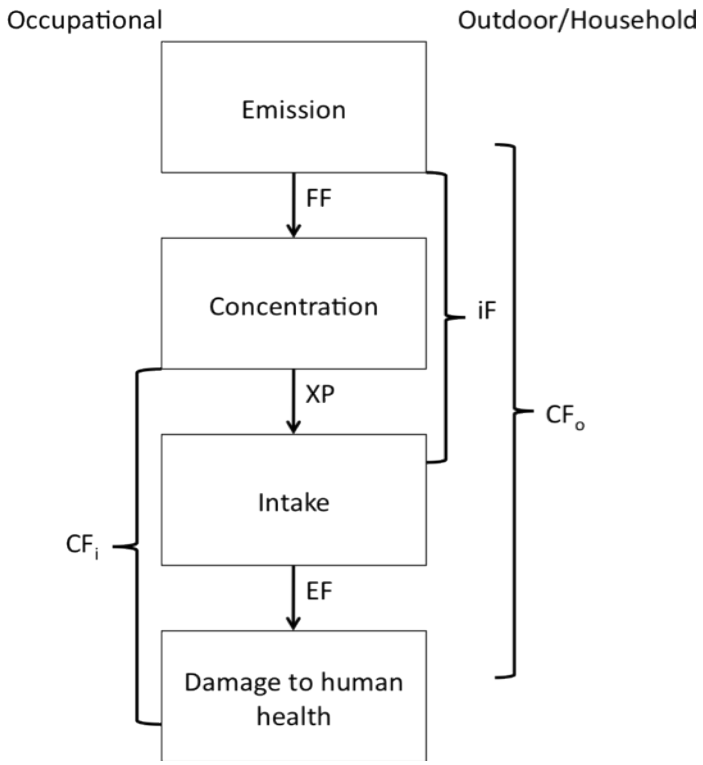

Figure 4.1: Outdoor, household and occupational impacts on human health. On the right are both existing outdoor and indoor approaches to calculate the intake from an emission by applying an intake fraction (iF), which is the product of a fate factor and an exposure factor. On the left is the new occupational approach to calculate an intake from a concentration (fate is determined empirically from the measured concentration data). Effect factor is then applied to obtain the human health damage for all approaches. Consequently, the outdoor characterization factor CF_o is the link between emissions and damages (this is also the case for the household framework), whereas the indoor one (CF_i) links concentrations and damages.

4.2.3.1.2 Evaluating occupational approach parameters

As shown in equation 3 (right hand side), three parameters are needed to determine generic impact scores (the monetary demand *d* being an input of each case study, no generic information will be available). The first is indoor pollutant concentrations to which workers are exposed (C) – the most difficult factor to determine due to the limited data available in the literature and

restricted access to domain expert databases. Concentration values were found in the French Activity Classification (NAF) classified database, Solvex (Inrs, 2009). This database provides concentration measurements for French companies from 1987 to 2010. Annexe 3 sums up all of the substances for which data are available (see supporting information). The variability of the concentration data among industrial sectors was studied for the five most impactful indoor substances: n-hexane, dichloromethane, tetrachloroethylene, styrene and chloroform. Concentrations were calculated as geometric means of all Solvex database data.

The occupational intake rate IR was taken from the Exposure Factors Handbook published by the U.S Environmental Protection Agency (U.S Environmental Protection Agency, 1997).The inhalation rates were categorized according to the level of activity required in the sector: sedentary (0.3 m^3/h), light (0.75 m^3/h), moderate (1.6 m^3/h) or high (3 m^3/h). As the mean value, moderate activity was assigned as a first approximation for all of the industrial sectors.

The worker×hours per sales dollar (pers×h/$) for a given sector *j* (w_j) is the third parameter to be collected. The U.S. Bureau of Labor Statistics provides the number of production workers employed in each industry, the time spent in the company and annual sector sales (United States Department of Labor, 2010). This means that only production workers are considered to be exposed in the manufacturing section in a first approximation. Data is available for 473 manufacturing industries according to North-American Industrial Classification System (NAICS) code(North American Industry Classification System (Naics), 2007). This classification system is divided into different scales: sectors, sub-sectors, group and industries, from the least to the most precise, respectively. The w_j factor and its variability across and within each industrial sector were therefore calculated and compared from industry-specific data.

Because of the inconsistent nomenclature among databases (concentration database was classified by NAF code and worker×hours per sector by NAICS code), mapping efforts were made to find appropriate matches. Concordant tables given by the United Nations Statistics Division (UNSD) (United Nations Statistics Division, 2010) make it possible to translate national nomenclature sectors (NAF for France, NAICS for North America) into International Standard Industrial Classification nomenclature sectors (ISIC). All of the data found in the databases were therefore adapted to the ISIC nomenclature and matched to calculate an intake per ISIC manufacturing sector.

4.2.3.2 Comparison of indoor and outdoor emission intakes

Sector-specific indoor inhalation by workers per dollar spent can then be compared with sector-specific direct outdoor emissions intake calculated according to the left term of equation 2, where emission E_{ij} is calculated as the direct emission of substance *i* per $ produced in given sector *j*. Direct air, water and soil emissions per $ spent in each sector were taken from the Missing Inventory Environmental Tool (MIET 2.0) (S. Suh & Huppes, 2002) classified by BEA sector. Since no concordant tables were found to transform BEA classification into ISIC classification, an equivalency table (Annexe 2, see supporting information) was drafted. Intake fractions for outdoor emissions (into urban air, continental air, water and soil) were taken from the USEtox model (Rosenbaum *et al.*, 2008) and are reported in Annexe 1 (see supporting information), assuming that 50% of outdoor emissions are released to urban air and 50% are released to continental air, as recommended in the USEtox manual (United Nations Population Fund (Unfpa), 2009). Both inhalation and ingestion exposure pathways were taken into account.

4.2.3.3 Application to a series of organic substances for 18 industrial sectors and comparison of the indoor emissions impacts on workers and the outdoor emissions impacts on the general population

To test applicability, the approach was applied to 22 organic substances (Annexe 3, supporting information), calculating direct worker intake and general population intake of outdoor emissions per $ spent in 18 manufacturing sectors. These chemicals were selected because they are the only substances for which indoor and outdoor emissions data were available. The first comparison is between indoor intake by workers and outdoor intake by the general population per sales dollar for the five most impactful indoor substances.

Then, intakes were multiplied by effect factors making it possible to determine occupational and outdoor impact scores for the 18 considered industrial sectors according to equation 1. Human health effects are chemical-specific but remain the same for indoor and outdoor characterization. Impacts per unit of output can be calculated for each of the 22 substances and then added to obtain an over-all impact score per industrial sector. Effect factors can be derived from the product of dose-response (in cases/kg) and severity (in DALY/case) factors. The former were taken from USEtox(Rosenbaum *et al.*, 2008), which provides cancer and non-cancer dose-response factors for thousands of substances. Both inhalation and ingestion dose-response factors

were taken into account for impact scores for direct outdoor emissions (Annexe 1). Severity factors can then be applied to cancer and non-cancer effects (11.5 and 2.7 DALY/case, respectively(M. A. J. Huijbregts *et al.*, 2005)) to obtain impact scores per sales dollars in DALY/$ units for indoor and outdoor emissions. Indoor impact scores for cancer and non-cancer effects were first studied separately for the eighteen industrial sectors, and the indoor and outdoor aggregated impact scores (sum of cancer and non-cancer effects) were then compared.

4.2.4 Results and discussion

4.2.4.1 Comparison of indoor pollutant concentrations (C_{ij}) for the 18 studied sectors

Figure 2 illustrates indoor concentrations for the five studied substances with the most significant contributions to the global impact score. The highest measured concentrations are directly linked to the industrial processes used in the considered sector (e.g., styrene is released by plastics and rubber uses in many industrial sectors (Niosh, 1983); chloroform is mostly used in the pharmaceutical industry as a solvent and in the chemical industry as an input for HCFC-22 production (Carex Canada, 2009)).

In certain sectors, concentration variability can be very high (factor 70 between the mean concentrations of n-hexane in the lumber and wood and automotive industries). These cross-sector measured concentration differences are explained by the specificity of the industrial sector itself (e.g. types of machines and solvents used) and by ambient working conditions (e.g. room size, ventilation rate) and will have a marked influence on the resulting total intake and impact score per industrial sector.

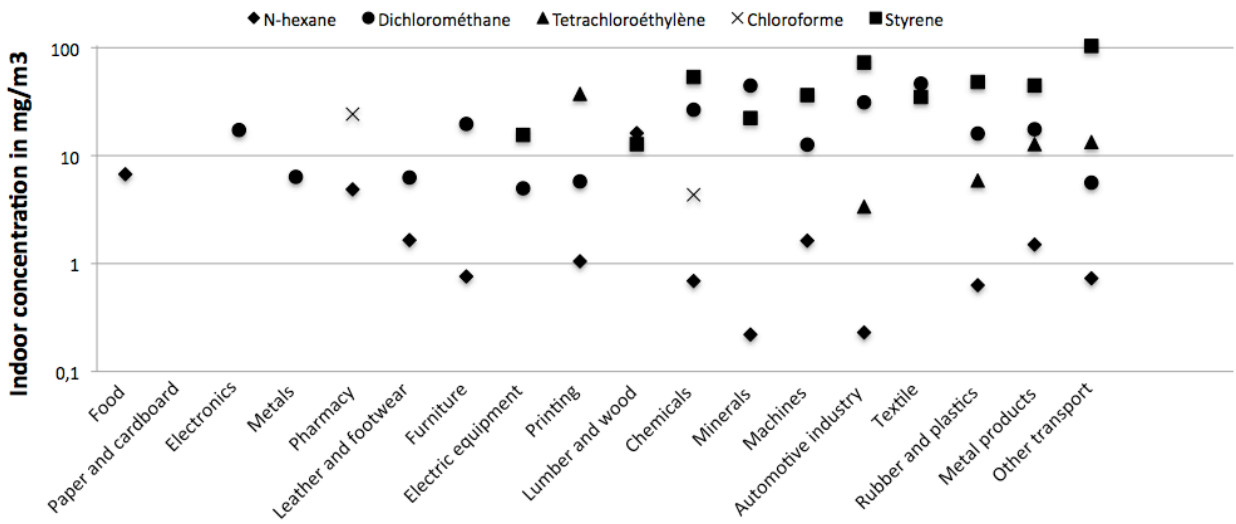

Figure 4.2: Comparison of geometric mean indoor concentration values of industrial sectors. The data used to calculate the geometric mean and minimum and maximum values are presented in Annexe 10. Industrial sectors are ranked by ascending order of aggregated impact score value (see Figure 4.6).

4.2.4.2 Comparison of worker×hours per sales dollar (pers×h/$) per sector ($w_j$)

Figure 3 presents the variability of the worker×hours per sales dollar within and across sectors using a boxplot representation. For all sectors, the w_j values range from a minimum of 0.0006 pers×h/$ for the chemicals industry to a maximum value of 0.028 pers× h/$ for the textile industry (Annexe 10). Nevertheless, the geometric mean values of w_j for each industrial sector remain restricted within a factor 5 (between 0.003 pers×h/$ for the pharmaceutical industry and 0.013 pers×h/$ for the furniture industry). Consequently, there is a slight difference among sectors, though the most significant determinant of intake pertains to concentration variations.

Furthermore, the variability of w_j within each sector can be very high, as is the case for the food industry (factor 24 between minimum and maximum values). However, this variability could be lowered by focusing on the sub-sector of the product under study (i.e., meat or produce industries).

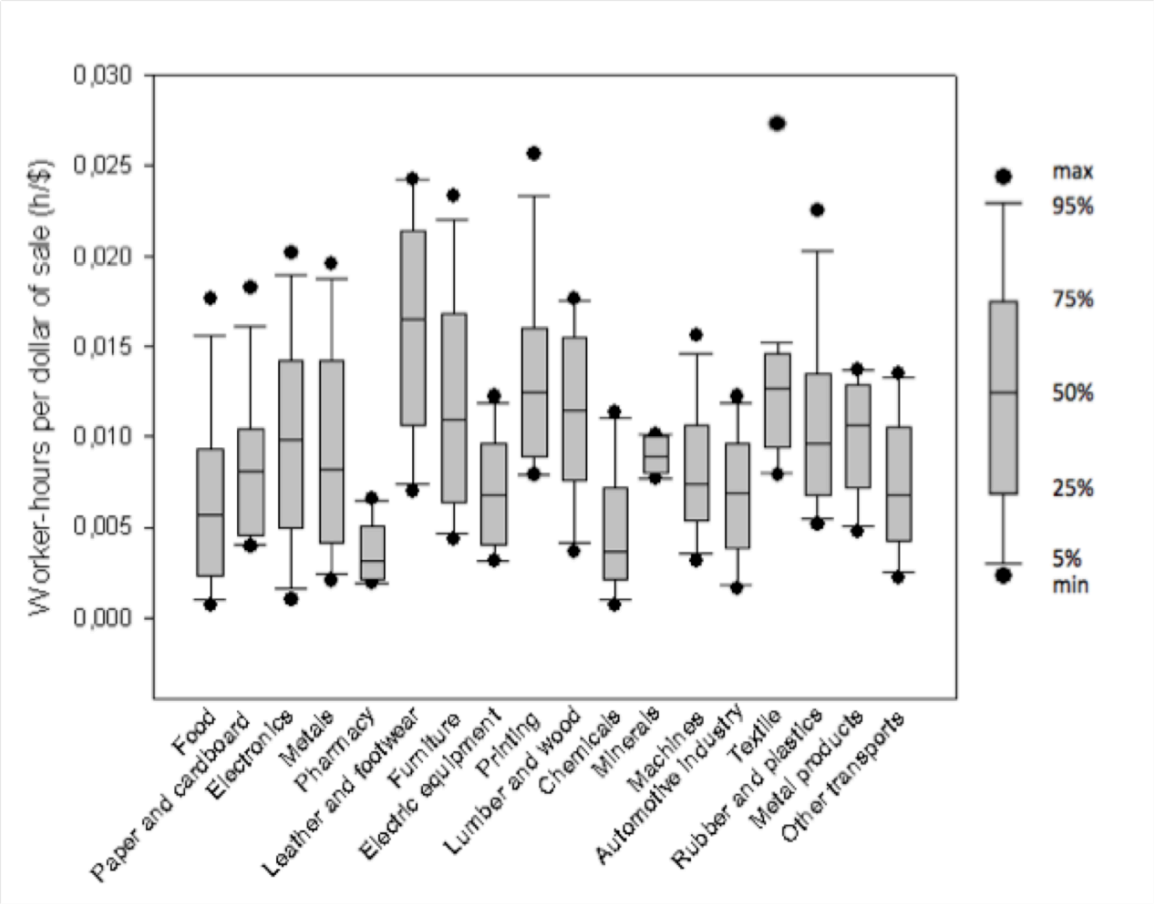

Figure 4.3: Variability of worker×hours per output dollar for each industrial sector. Percentiles are presented for the distribution of the industries in each manufacturing sector. The data used to calculate the geometric mean, minimum and maximum values are presented in Annexe 10. Industrial sectors are ranked by ascending order of aggregated impact score value (see Figure 4.6).

4.2.4.3 Comparison of indoor and outdoor intakes per sales dollar

Figure 4.4 compares the intakes per sales dollar of the five most impactful substances emitted indoors. The occupational indoor chemical intake via inhalation by workers is three to four orders of magnitude higher than the outdoor chemical intake by the general population. This difference is mainly explained by concentrations that are higher indoors than outdoors due to the much smaller volume of dilution. Furthermore, the overall number of people exposed outdoors is higher than the number of people exposed in a factory, but population density is higher in homes and offices and people spend most of their time in indoor environments, which leads to greater

exposure. Therefore, the occupational indoor intake is higher than the outdoor intake per sales dollar, and the difference (indoor versus outdoor) is greater than the typical variation within and across sectors. These findings were confirmed by Hellweg *et al*. when comparing occupational intake fractions from case studies (metal, food, paper and chemical industries) with outdoor ones (Hellweg *et al.*, 2009; Hellweg *et al.*, 2005).

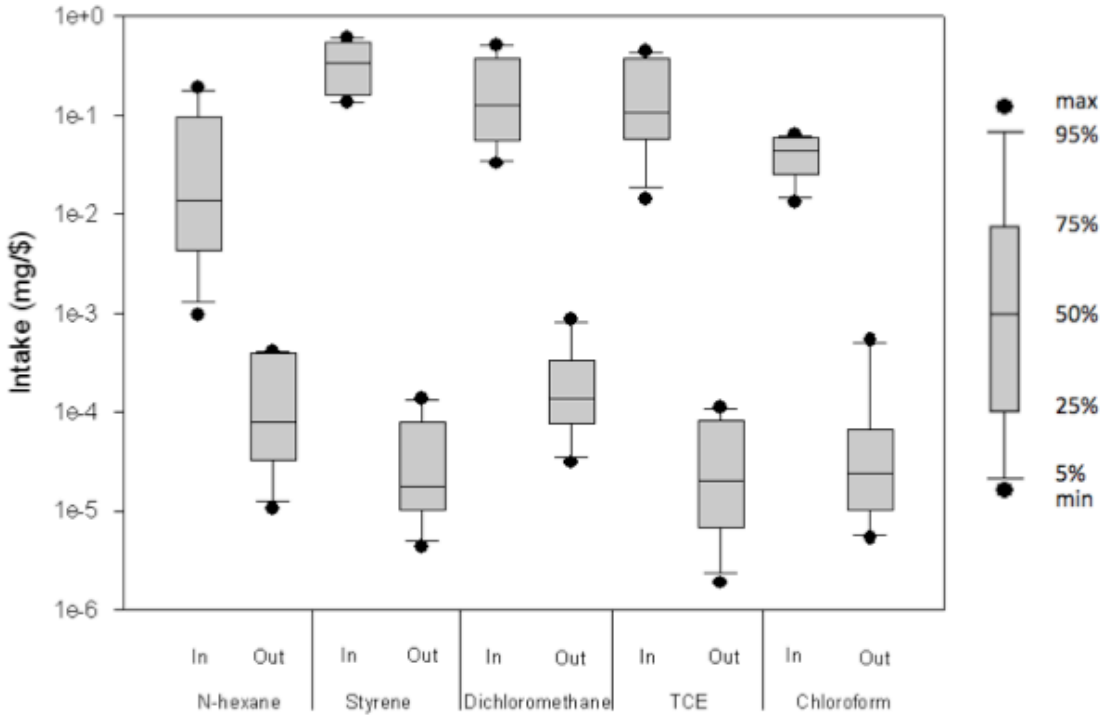

Figure 4.4: Comparison of indoor (In) versus outdoor (Out) intakes, considering industrial sector variability. Percentiles are presented for intake distribution among the 18 industrial sectors studied.

4.2.4.4 Indoor impact score per sales dollar for cancer and non-cancer effects

Combining intakes per sales dollar and effect factors leads to an impact score per sales dollar for both cancer and non-cancer effects (in DALY/$). Figures 4.5a and 4.5b report results for all 18 industrial sectors, identifying the most contributing substances.

Figure 4.5a shows that styrene is the most impactful substance for cancer effects in most industrial sectors. This result is explained by the high effect factor of styrene coupled with its high indoor concentrations, as can be observed in Figure 4.2 (see also Annexe 11 in the

supporting information, which compare the intake per sales dollar of the five most impactful substances for each of the 18 industrial sectors studied). In contrast, industrial sectors for which styrene was not measured appear to have the lowest impact scores for cancer effects, indicating that industrial sectors that use little or no styrene have less occupational indoor impacts than others.

For non-cancer effects, dichloromethane, tetrachloroethylene, styrene and chloroform are the most impactful substances (Figure 4.5b), due to their high concentrations and high non-cancer effect factors.

Depending on the industrial sector, overall impact scores are also strongly influenced by concentration values and worker × hours per sales dollar. Indeed, dichloromethane concentration in the textile industry is, for example, five times higher than in the printing industry and leads to a higher impact score for non-cancer effects. Tetrachloroethylene also has a non-negligible contribution for non-cancer effects in the printing industry due to very high indoor concentrations as compared to other sectors.

In the same way, the lower impact score observed for styrene in the chemical sector as compared to the rubber and plastic sector is directly linked to the lower w_j factor since the concentration is nearly the same.

Furthermore, the impact scores developed in this study have the same order of magnitude (between 10^{-7} and 10^{-9} DALY/$ for all industrial sectors, as seen in figures 4.5a and 4.5b) as the ones developed in the empirical model by Hoftstetter and Norris (Hofstetter & Norris, 2003) using only statistical data (combination of statistics on occupational diseases and effects of these diseases in DALY/$).

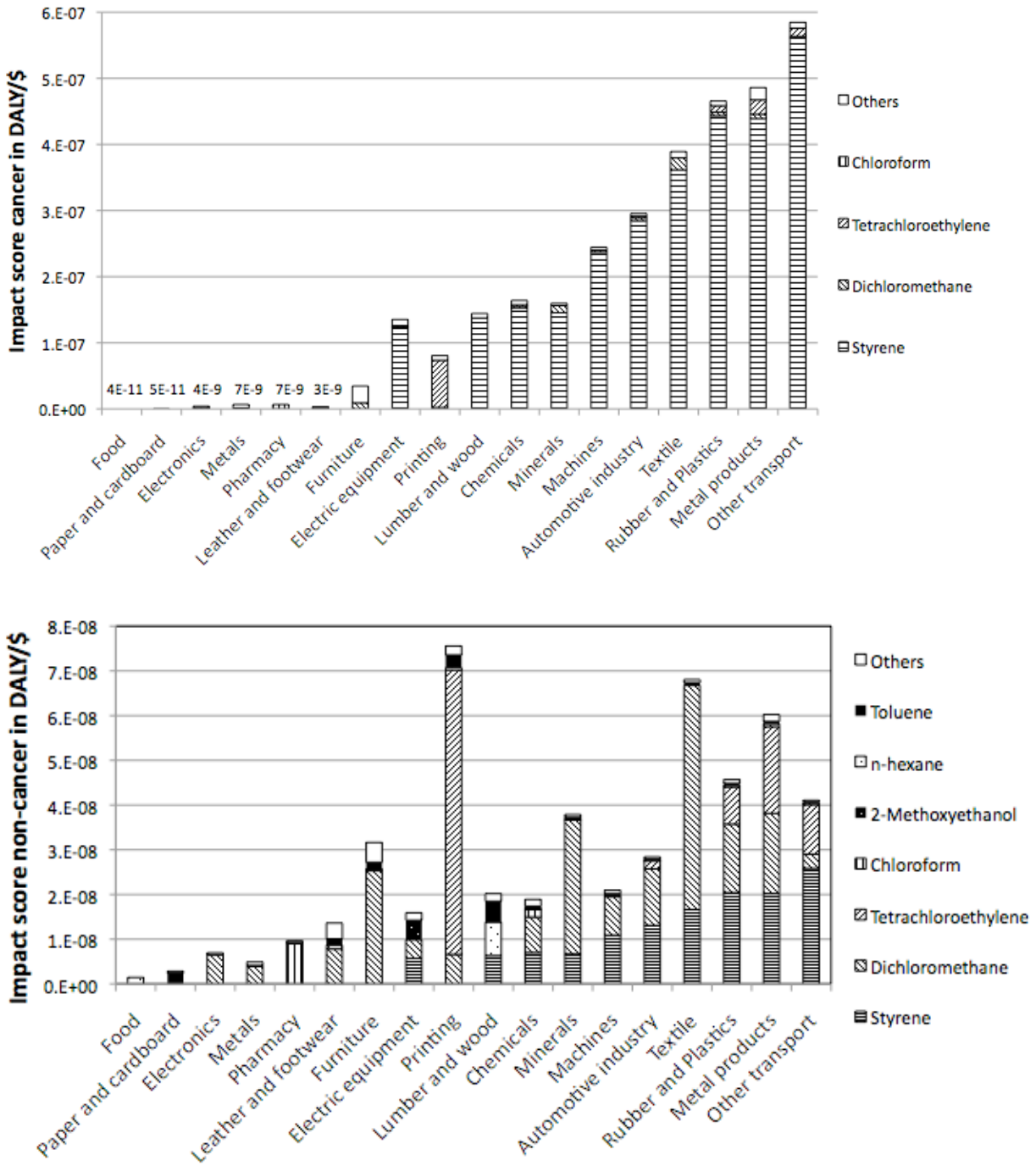

Figure 4.5: a) Occupational cancer and b) non-cancer impact scores per sales dollar. Industrial sectors are ranked by ascending order of aggregated impact score value (as shown in Figure 4.6).

4.2.4.5 Comparison between total indoor and outdoor impact scores per sales dollar

Figure 4.6 compares the overall impact scores of the indoor and outdoor emissions obtained by the sum of the product of each emission and their respective characterization factors. The impact of indoor emissions is higher than the impact of outdoor emissions by between one and three orders of magnitude for a same functional unit for all of the industrial sectors studied. Hellweg *et al.* reached the same conclusion, specifically for the metal degreasing sector, and so did Meijer *et al.* for the indoor impacts of building materials (Hellweg *et al.*, 2005; Meijer *et al.*, 2005a, 2005b). This result mainly stems from the difference in intake per dollar of output as presented in Figure 4.4, since the effect factors considered for the substances are the same for outdoor and occupational cases. Therefore, one can easily conclude that indoor occupational exposure should be integrated into LCA practice. Nevertheless, it would have been interesting to compare the related impacts of particulate matter (PM) (outdoor and occupational) seeing as this type of substance contributes to 97% of the outdoor human health impact and is emitted in high quantities outdoors (Humbert, 2009). However, no suitable concentration data per industrial sector for PM was found. Consequently, such a comparison should be explored in future work by inventorying PM-related concentration data.

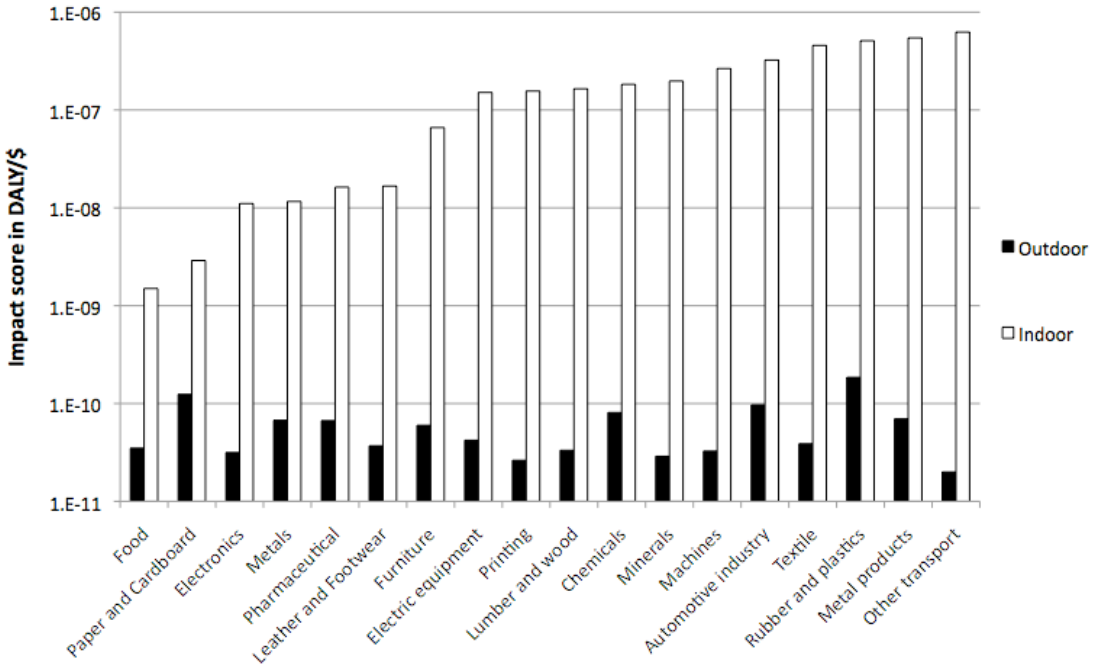

Figure 4.6: Comparison of overall impact scores per sales dollar of indoor and outdoor emissions. Industrial sectors are ranked in ascending order of indoor impact score value.

4.2.4.6 The indoor occupational model: Advantages and limitations

The methodology presented in this paper is transparent and rather straightforward to apply. It makes it possible to integrate human health impacts from occupational exposure when conducting an LCA and overcomes the limitations of a sophisticated data gathering effort by reducing the number of parameters needed in the equation suggested by Hellweg *et al*. (Hellweg *et al.*, 2009) . Volume, mixing factor and, more specifically, indoor emission factors are quite difficult to estimate for an entire industrial sector. In this novel approach, they are replaced by empirical (monitored) concentrations or direct measurements, whenever available. Also, one only needs to know the price of the product studied in the LCA to calculate its occupational indoor human health impact.

To make it operational for a maximum of substances and industrial sectors, the method must account not only for the direct occupational impacts on workers at the factory (foreground process) but also for the indirect occupational impacts from the supply chain sectors (background processes).

With regards to the background processes, the Leontief approach, which calculates the monetary needs in each sector of the national economy for a demand in a particular sector, should be applied to input-output data and combined with the generic impact scores developed in this paper to calculate cumulative cradle-to-gate occupational exposure (Leontief, 1965). For the foreground processes, primary data on worker hours per functional unit for a given process and the monitored concentrations at the manufacturing facility may be used to replace generic sector data.

CHAPITRE 5 COMPARAISON DES IMPACTS SUR LA SANTÉ HUMAINE DES ÉMISSIONS INTÉRIEURES ET EXTÉRIEURES: CAS D'UN SIÈGE DE TRAVAIL

Dans ce chapitre, les résultats concernant l'étude de cas du siège de travail seront présentés et discutés. Le lecteur est invité à lire le chapitre 3 pour les détails de la méthodologie utilisée.

5.1 Comparaison des quantités prises dans les trois milieux

La figure suivante présente une comparaison de la quantité prise en COV dans tous les milieux étudiés: milieu de travail, foyer et extérieur. Deux cas sont considérés pour la quantité prise en COV en milieu de travail: la quantité prise moyenne entre 2003 et 2007 et la quantité prise à partir des données de l'année 2008.

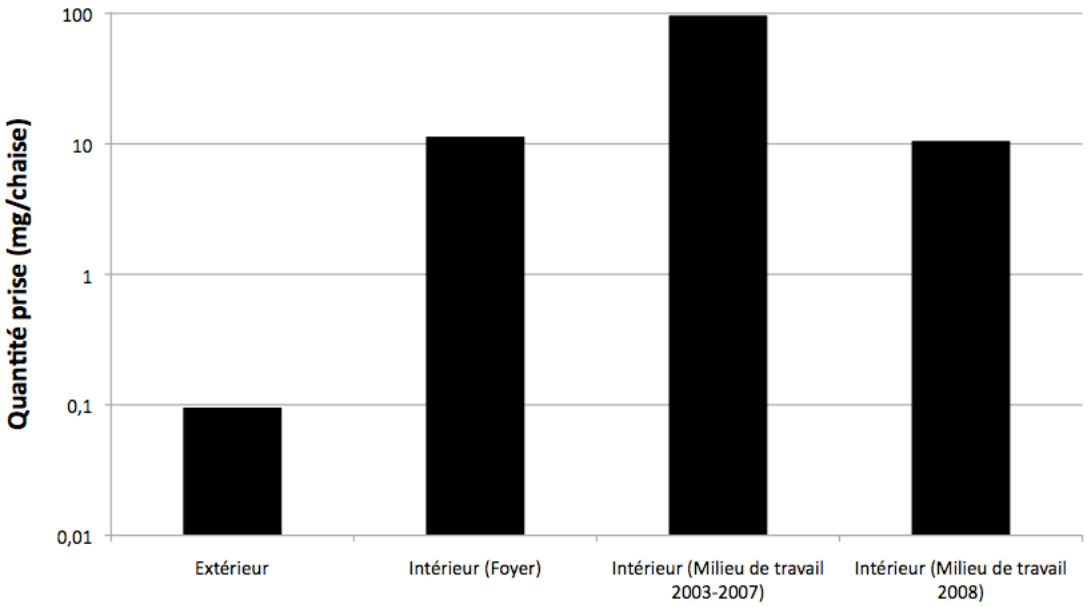

Figure 5.1: Comparaison des quantités prises en mg/siège pour les trois milieux étudiés: extérieur, foyer, et milieu de travail (période 2003-2007 et 2008)

Sur ce graphique, on peut voir que la quantité prise est cent à mille fois plus grande à l'intérieur qu'à l'extérieur. Les quantités prises au foyer et en milieu de travail pour l'année 2008 sont sensiblement similaires. Concernant le milieu de travail, il est possible de voir que les données de concentrations intérieures peuvent varier d'un facteur 10, entraînant le même écart sur la quantité

prise (le modèle de caractérisation appliqué est le même dans les deux cas). La concentration apparaît donc comme un paramètre très sensible.

La quantité prise dépend de plusieurs facteurs: la quantité émise, le facteur de sort et le facteur d'exposition (équation 2.2). Ici, chaque paramètre sera étudié séparément afin de bien interpréter les raisons expliquant les différences en quantités prises selon le milieu considéré. Le tableau suivant résume les résultats obtenus pour ces trois facteurs pour chaque milieu étudié ainsi que les résultats de quantités prises finales. Il est à noter que pour l'extérieur, seuls les compartiments de réception et les voies d'exposition prépondérants sont présentés. De plus, des ratios sont présentés afin de montrer les différences pouvant exister sur ces trois facteurs pour les différents milieux. Une description détaillée des résultats et de leur obtention est effectuée en Annexe 12:

Tableau 5.1: Comparaison des quantités émises, des facteurs de sort, des facteurs d'exposition et des quantités prises résultantes pour les trois milieux étudiés: foyer, milieu de travail et extérieur. Les ratios des valeurs de ces trois facteurs pour le foyer et l'extérieur en rapport aux valeurs des facteurs pour le milieu de travail sont donnés. (Comp. Rec.: compartiment de réception; AirU: Air urbain; AirC: Air continental; inh: inhalation; ing: ingestion)

Milieu		Quantité émise (mg/siège)		Sort (j)	Exposition (j^{-1})	Quantité prise (mg/siège)
Foyer		1,92E+03		1,00E+00	5,00E-03	9,60E+00
Milieu de travail		2,82E+03		1,00E+00	3,40E-03	9,60E+00
Extérieur						
	Compartiment d'émission		*Comp. Rec*			
	AirU	1,80E+04	AirU	5,19E-02	5,24E-05	4,90E-02
		1,80E+04	AirC	2,74E+00	3,99E-07	1,97E-02
		1,80E+04	Eau	9,09E-03	7,47E-07	1,22E-04
	AirC	1,80E+04	AirU	1,58E-05	5,24E-05	1,49E-05
		1,80E+04	AirC	2,84E+00	3,99E-07	2,04E-02
		1,80E+04	Eau	7,86E-03	7,47E-07	1,06E-04
	Eau	1,31E+03	AirU	9,04E-06	5,24E-05	6,20E-07
		1,31E+03	AirC	1,33E+00	3,99E-07	6,94E-04
		1,31E+03	Eau	5,48E+00	7,47E-07	5,35E-03
Extérieur total		3,73E+04		3,14E-02	2,50E-06	9,53E-02
Ratio Foyer/milieu de travail		**0,68**		**1**	**1,47**	**1**

Ratio Extérieur/milieu de travail		**13,2**		**0,031**	**7,35E-04**	**9,93E-03**

- Les quantités émises: Les quantités émises sont 13 fois plus élevées à l'extérieur qu'en milieu de travail. Ceci paraît cohérent car les substances émises à l'extérieur sont la somme des substances émises directement à l'extérieur et des substances émises à l'intérieur et qui vont être par la suite émises à l'extérieur. De plus, dans cette étude, on considère les émissions liées à tout le cycle de vie du siège, ce qui entraîne nécessairement des quantités d'émission supplémentaires. Les quantités émises en milieu de travail et au foyer sont du même ordre de grandeur. Ceci s'explique par le fait que le siège a un faible taux d'émission au foyer (quelques dizaines de µg/h) pendant un long temps (15 ans/chaise) tandis que les quantités émises en milieu de travail sont importantes (870000 mg/h) mais sur une courte période (0,00295 h/chaise).
- Facteurs de sort: Les facteurs de sort au foyer et en milieu de travail sont similaires selon des données fournies par Hellweg et collègues (2009). Le ratio est donc égal à 1. En revanche, le sort "intérieur" est en moyenne 100 fois plus élevé que le sort des substances à l'extérieur. Ceci est dû aux grands volumes de dilution qui sont appliqués par le modèle USEtox, soit l'échelle planétaire.
- Facteur d'exposition: L'exposition dépend essentiellement de la densité de population qui va être exposée. Dans le cas du foyer, cette exposition est plus élevée que le milieu de travail (facteur 1,5 entre les deux expositions) qui est elle-même 1000 fois plus élevée que l'extérieur (0,01 personne/m^3 au foyer, 0,002 personne/m^3 en milieu de travail et 4×10^{-6} personne/m^3 à l'extérieur en milieu urbain, zone la plus densément peuplée). Concernant les émissions extérieures, les volumes considérés pour l'exposition diminuent fortement l'exposition car l'échelle planétaire est considérée.

En conséquence de toutes ces observations, la quantité prise est plus faible à l'extérieur à cause des volumes de dilution considérés dans USEtox qui prennent en compte l'échelle planétaire, ce qui tend à diminuer les valeurs des facteurs de sort et d'exposition (qui sont inversement proportionnels aux volumes des compartiments). Concernant les milieux intérieurs, les quantités

émises sont plus élevées en milieu de travail, mais l'exposition est plus élevée au foyer du fait de la densité de population, entrainant des valeurs équivalentes de quantités prises par siège.

5.2 Comparaison de l'impact sur la santé humaine pour les trois milieux

La figure suivante présente une comparaison de l'impact résultant des quantités prises dans les trois milieux d'étude:

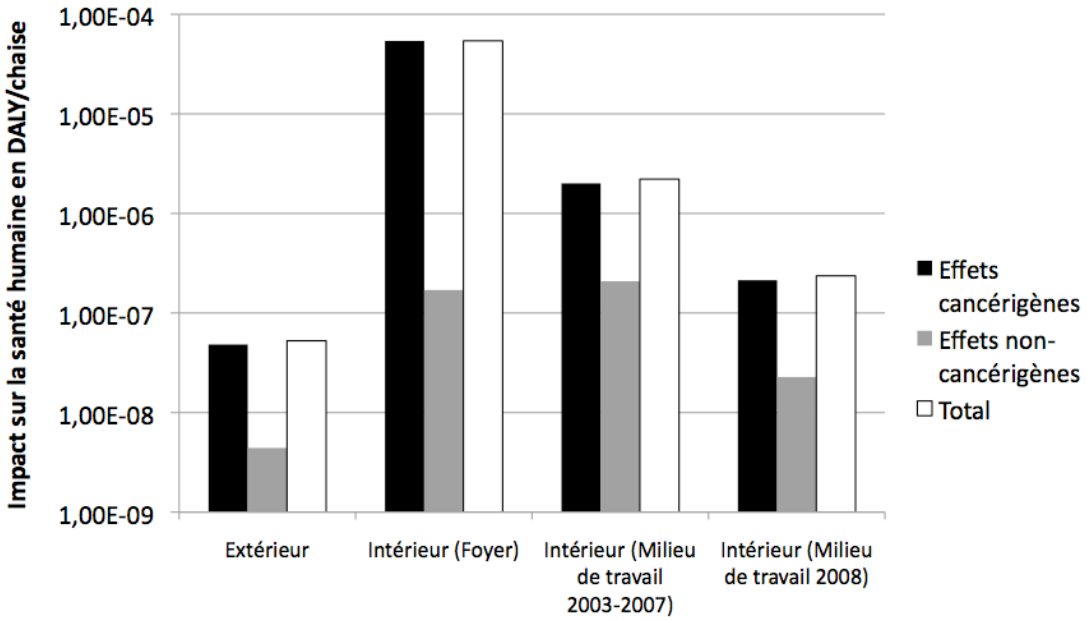

Figure 5.2: Comparaison de l'impact sur la santé humaine lié aux émissions extérieures, intérieures au foyer et intérieures en milieu de travail (période 2003-2007 et période 2008) en DALY/siège pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total (somme des deux types d'effets)

A partir de cette figure, il est possible de voir que l'impact sur la santé humaine total est plus élevé au foyer qu'en milieu de travail et qu'à l'extérieur. Cela signifie donc que les facteurs d'effet ont inversé la tendance des quantités prises présentées à la Figure 5.1 pour l'exposition au foyer. Cette tendance s'explique par le fait qu'une valeur spécifique de facteur d'effet a été considérée séparément pour le formaldéhyde au foyer en plus d'une valeur moyenne pour tous les autres COV. Cette distinction n’était pas disponible pour pour le milieu de travail, qui se base sur une seule valeur moyenne de facteur d'effet pour les COV. Le facteur dose-réponse pour les effets

cancérigènes du formaldéhyde est relativement élevé (1,06 cas/kg_{pris}) en comparaison de la valeur moyenne considérée pour les autres COV (3×10^{-3} cas/kg_{pris}). L'impact résultant du formaldéhyde a donc un poids prépondérant dans les résultats (environ 99% de l'impact total au foyer). Il en résulte qu'il serait souhaitable en milieu de travail d'effectuer des mesures de concentration intérieures spécifiques au formaldéhyde séparément de la concentration de COV.

5.3 Comparaison des impacts directs et indirects sur la santé humaine pour les impacts intérieurs en milieu de travail

La comparaison présentée précédemment ne prend en compte que les impacts directs (à l'usine) reliés aux émissions intérieures en milieu de travail. Dans ce chapitre, on calcule et compare les impacts directs et indirects (liés à la chaine d'approvisionnent) liés aux émissions intérieures en milieu de travail de notre cas d'étude. La Figure 5.3 présente les résultats pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes ainsi que l'impact total (somme des deux types d'effets):

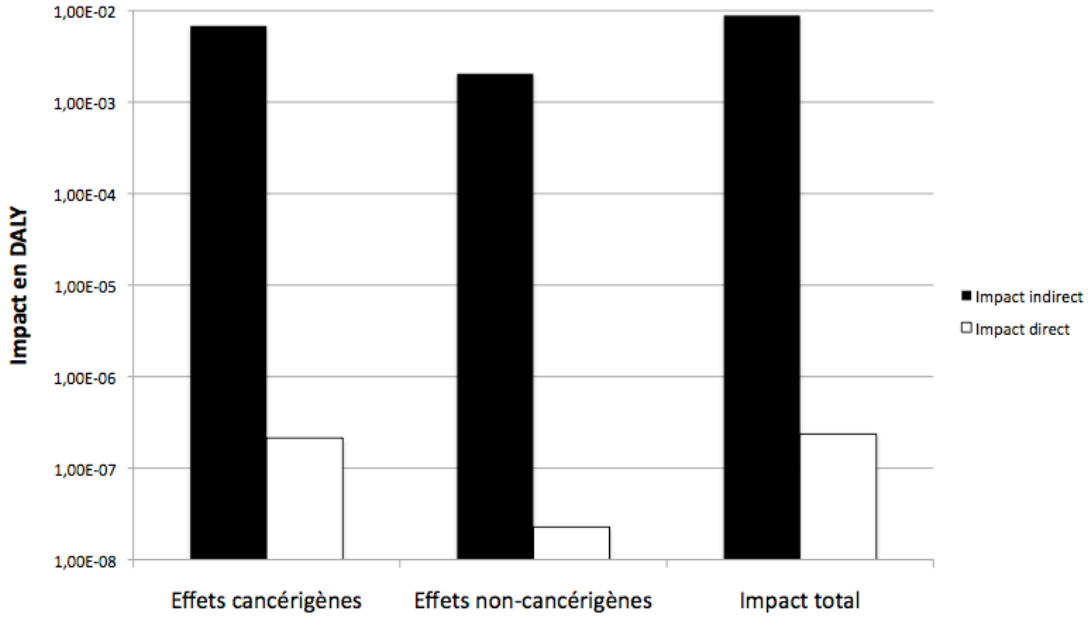

Figure 5.3: Comparaison des impacts directs et indirects en DALY des émissions intérieures en milieu de travail pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total pour l'unité fonctionnelle d'un siège.

Sur cette figure, il peut être observé que les impacts indirects sont environ 4-5 ordres de grandeurs plus importants que les impacts directs. Cette observation s'explique par trois facteurs

principalement: les valeurs de concentrations intérieures utilisées dans le modèle générique, les valeurs de facteurs d'effet utilisées pour la comparaison et les valeurs d'heures travaillées dans tous les secteurs.

Les valeurs de concentration provenant de la base de données Solvex pour le calcul des scores d'impact génériques (utilisés pour le calcul des impacts indirects en DALY/€) peuvent atteindre un ordre de grandeur plus élevés que celles mesurés dans l'usine de fabrication de sièges. Notamment on observe 180mg/m^3 (Acétate d'éthyle dans le secteur de la fabrication d'appareils de mesure) comparativement à la valeur de concentration intérieure moyenne en COV considérée pour les impacts directs, soit 11mg/m^3.

Concernant les facteurs d'effet pour les impacts directs, une moyenne géométrique de plusieurs facteurs d'effets a été considérée comme valeur représentant les COV dans leur ensemble (4×10^{-3} cas/kg$_{pris}$). En comparaison, le calcul des impacts indirects a été effectué à partir des scores d'impact génériques disponibles par substance. Or, pour certaines substances, comme le styrène, les facteurs d'effets cancérigènes peuvent être jusqu'à 10 fois plus grands ($4{,}91\times10^{-2}$ cas/kg$_{pris}$). La même différence d'ordre de grandeur peut être constatée pour les effets non-cancérigènes.

Enfin, le facteur W est également nécessairement plus élevé pour les impacts indirects. En effet, ce type d'impact considère la somme des heures travaillées dans tous les secteurs impliqués dans la production d'un siège tandis que les impacts directs considèrent les heures travaillées uniquement dans le secteur des sièges de travail. Il y a donc un facteur 50 entre les heures travaillées dans toute la chaîne d'approvisionnement et le secteur des meubles par euro de vente (0,38 personne×h/€ contre 0,008 personne×h/€).

En conséquence, des valeurs de concentrations plus élevées associées à des facteurs W et des facteurs d'effets plus élevés engendre nécessairement des scores d'impacts indirects plus élevés que les scores d'impact directs. Il est à noter que les taux d'inhalation est le même dans les deux cas et n'a aucune influence sur les résultats.

La résultante de ces impacts indirects très élevés est présentée sur la figure suivante comparant les impacts en milieu de travail, au foyer et à l'extérieur en incluant les impacts indirects en milieu de travail:

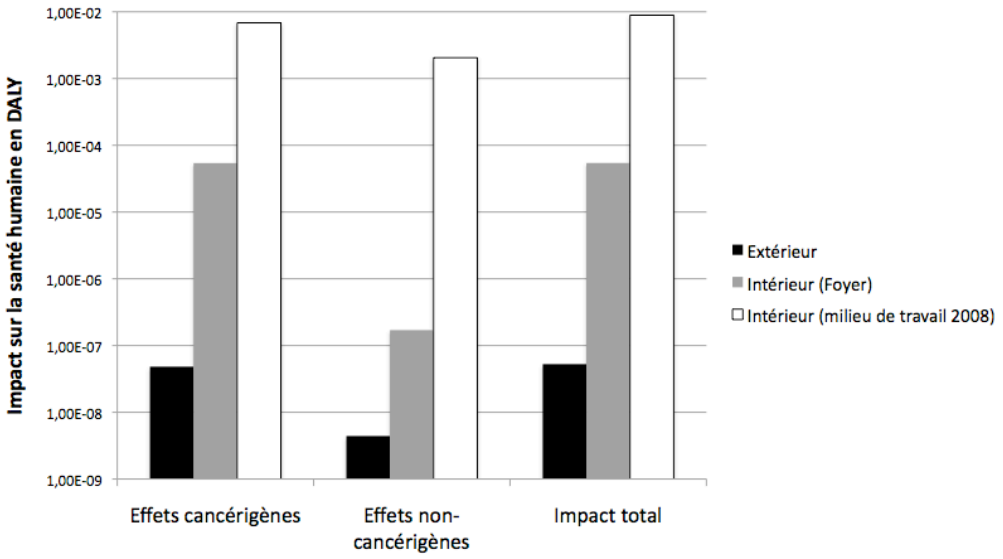

Figure 5.4: Comparaison de l'impact sur la santé humaine lié aux émissions extérieures, intérieures au foyer et intérieures en milieu de travail (période 2008) en DALY pour l'unité fonctionnelle d'un siège pour des effets cancérigènes, non-cancérigènes et l'impact total (somme des deux types d'effets)

A partir de cette figure, il est clairement visible que lorsque les impacts indirects sont inclus dans l'analyse, les conclusions de l'étude sont modifiées et l'impact des émissions intérieures en milieu de travail est 100 fois plus élevé qu'au foyer. Cette observation indique donc qu'il serait pertinent de prendre en compte les impacts indirects dans la méthodologie de calcul des impacts des émissions intérieures en milieu de travail.

5.4 Comparaison des impacts indirects selon la substance considérée

La figure suivante présente la proportion des secteurs de l'économie nationale dans la valeur d'impact indirect total pour les cinq substances les plus impactantes à l'intérieur pour la production du siège.

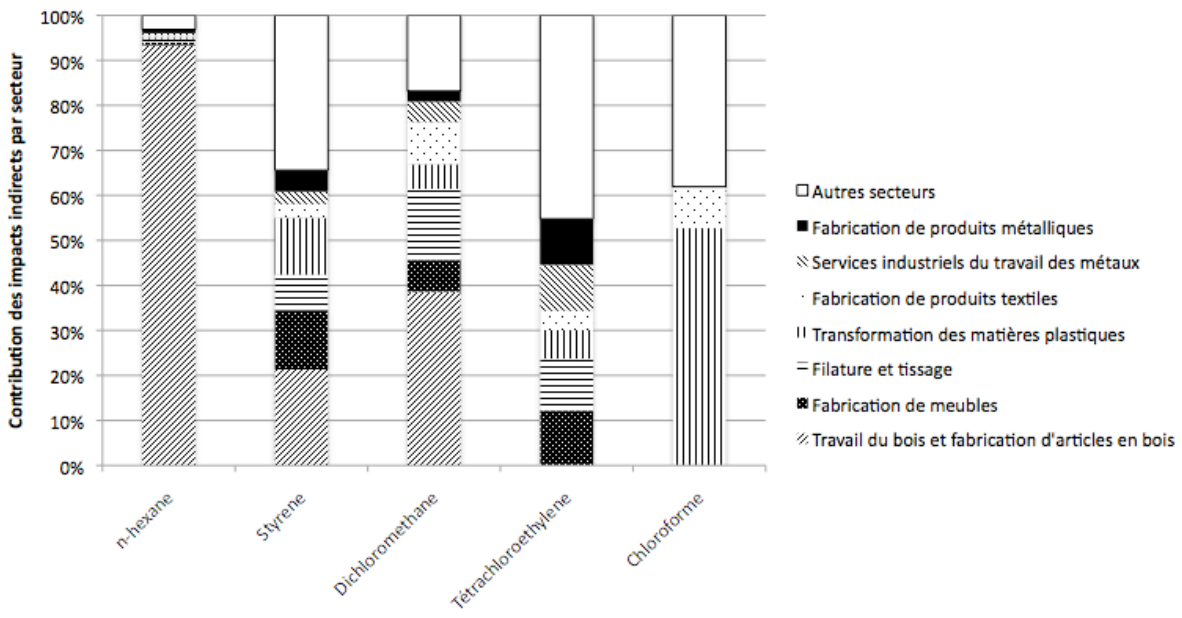

Figure 5.5: Comparaison de l'influence des différents secteurs de l'économie nationale à l'impact indirect sur la santé humaine en milieu de travail pour les cinq substances les plus impactantes à l'intérieur

D'après ce graphique, on peut voir que l'impact indirect des secteurs industriels selon les substances est très variable. En effet, l'impact indirect du secteur de la transformation de matières plastiques dans l'étude peut aller de 0,4% pour le n-hexane jusqu'à 52% pour le chloroforme. Ces différences s'expliquent très simplement par la différence de scores d'impact par dollar génériques déterminés dans l'article selon les substances. En effet, pour toutes les substances qui auront un impact indirect, le vecteur de demande Y et la table d'entrées-sorties (TES) utilisée est la même, signifiant nécessairement que le vecteur des besoins X est le même. La différence dans les résultats va donc uniquement s'effectuer au niveau des scores d'impact. Il est donc intéressant de voir quels secteurs joue un rôle indirect dans l'impact du siège. Les principaux secteurs impliqués de manière indirecte dans l'impact sur la santé humaine d'un siège de travail sont: les secteurs du bois, des meubles, textile, du plastique et des métaux. Cette observation met en exergue une limite de l'utilisation des TES en ACV: la sur-agrégation. En effet, dans notre étude, les TES les plus détaillées pour la France ont été utilisées avec 118 secteurs. Pourtant, l'utilisation de cette table entraîne tout de même des erreurs du fait de l'agrégation du secteur des meubles. En effet, la description du siège nous informe qu'elle ne comporte pas de bois. Il ne devrait donc y avoir aucun impact indirect lié au secteur du bois en ce qui concerne le siège de travail étudié. Le

secteur du bois a pourtant un impact indirect dépassant les 90% en ce qui concerne le n-hexane car le secteur des meubles de manière générale dépense beaucoup d'argent dans le secteur du bois. Ceci constitue donc une erreur du modèle qu'il conviendrait d'améliorer pour être le plus juste possible.

CHAPITRE 6 DÉVELOPPEMENT DE SCORES D'IMPACTS DIRECTS D'ÉMISSIONS INTÉRIEURES EN MILIEU DE TRAVAIL POUR LES PARTICULES: CAS DE LA FONDERIE

Dans ce chapitre, les résultats concernant la comparaison des impacts des émissions intérieures et extérieures en incluant les particules pour le cas du secteur de la fonderie seront présentés et discutés. Le lecteur est invité à lire le chapitre 3 pour les détails de la méthodologie utilisée.

6.1 Comparaison de quantités prises selon le milieu et le type de substance considérée

La figure suivante compare les quantités prises de particules et de substances organiques pour le milieu de travail et l'extérieur.

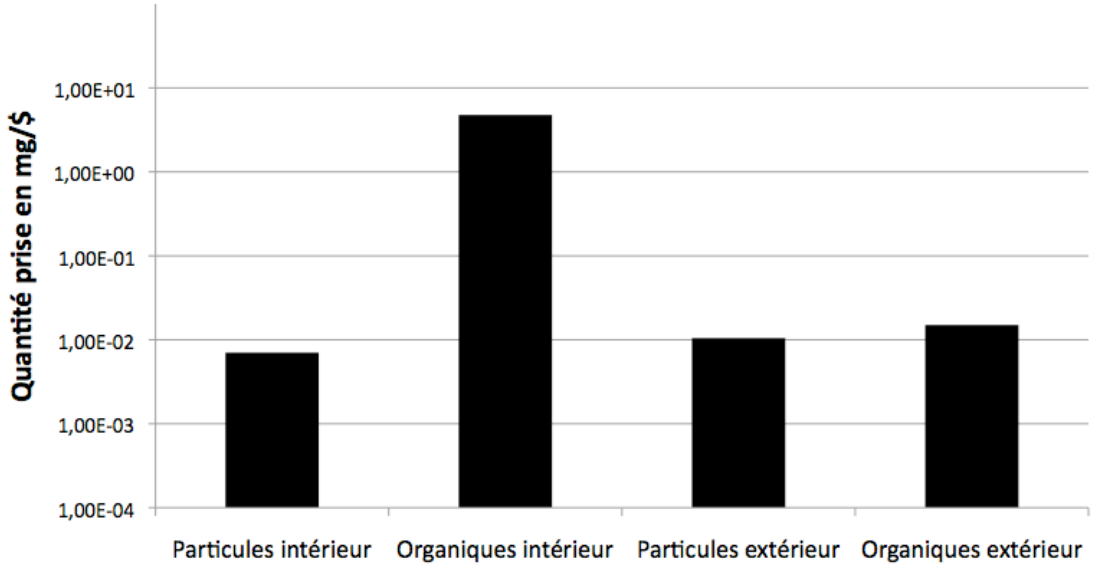

Figure 6.1: Comparaison des quantités prises en substances organiques et particules en milieu de travail et en milieu extérieur en mg/$

A partir de cette figure, l'observation principale qui peut être faite est que la quantité prise en substances organiques à l'intérieur est supérieure à la quantité prise des particules à l'intérieur et à l'extérieur ainsi qu'à la quantité prise de substances organiques à l'extérieur. Ce dernier point est tout à fait cohérent et en accord avec l'interprétation réalisée dans le chapitre 4 de ce mémoire. La quantité prise étant le résultat du produit d'une quantité d'émission, d'un facteur de sort et d'un

facteur d'exposition, chaque paramètre est analysé dans le tableau suivant de manière séparée. Le détail des calculs de chaque paramètre est présenté à l'Annexe 12:

Tableau 6.1: Comparaison des quantités émises, facteurs de sort et facteurs d'exposition pour chaque milieu étudié ainsi que de la quantité prise résultante. Les ratios comparant ces différents paramètres pour tous les cas de figure en fonction des paramètres pour les particules émises à l'intérieur sont également présentés.

Milieu	Compartiment d'émission	Emission (mg/$)	Comp. Rec	Sort (jours)	Exposition (jours-1)	Quantité prise (mg/$)
Particules intérieur		4,68		1	1,60E-03	7,49E-03
Organiques intérieur		3172		1	1,60E-03	5,08E+00
Particules extérieur						
	AirU	910	AirU	0,0513	4,51E-04	2,11E-02
			AirC	1,87	1,30E-06	2,21E-03
	AirC	910	AirU	0,0000108	4,51E-04	4,43E-06
			AirC	1,97	1,30E-06	2,33E-03
	Total particules extérieur	1820		0,038	2,42E-05	2,33E-02
Organiques extérieur						
	AirU	1900	AirU	0,0516	4,51E-04	4,42E-02
		1900	AirC	2,21	1,30E-06	5,46E-03
		1900	Eau	0,0105	7,47E-07	1,49E-05
		1900	Sol Agri.	0,014	1,71E-08	4,55E-07
	AirC	1900	AirU	0,0000127	4,51E-04	1,09E-05
		1900	AirC	2,31	1,30E-06	5,71E-03
		1900	Eau	0,00906	7,47E-07	1,29E-05
		1900	Sol Agri	0,0146	1,71E-08	4,74E-07
	Eau	0,6	AirU	0,0000046	4,51E-04	1,25E-09
		0,6	AirC	0,836	1,30E-06	6,52E-07
		0,6	Eau	6,38	7,47E-07	2,86E-06
		0,6	Sol Agri.	0,00529	1,71E-08	5,43E-11
	Sol Agri	12,5	AirU	0,0000058	4,51E-04	3,25E-08
		12,5	AirC	1,04	1,30E-06	1,69E-05
		12,5	Eau	0,224	7,47E-07	2,09E-06
		12,5	Sol Agri.	11,4	1,71E-08	2,44E-06
	Total organiques	3813,1		0,0278	1,65E-06	5,54E-02

	extérieures					
Ratio organiques/ particules intérieur		**678**		**1,00**	**1,00**	**678**
Ratio particules extérieur/in térieur		**389**		**0,038**	**0,015**	**3,11**
Ratio organique extérieures/ particules intérieur		**815**		**0,028**	**0,001**	**7,40**

A partir de ce tableau, on peut voir que:

- Les quantités émises sont de 400 à 800 fois plus faibles pour les particules à l'intérieur comparées aux autres types substances et milieux étudiés. De plus, les substances organiques à l'extérieur sont émises en quantités plus grandes qu'à l'intérieur. Ceci est cohérent car les substances émises à l'extérieur sont la somme des substances émises directement à l'extérieur et des substances émises à l'intérieur et qui vont être par la suite émises à l'extérieur.
- Le sort est environ trente fois plus élevé à l'intérieur qu'à l'extérieur. Ceci s'explique essentiellement par les volumes de dilution définis par le modèle USEtox (échelle planétaire). Le sort des substances organiques et des particules à l'intérieur est le même car le modèle utilisé est le même. Le sort des particules et des substances organiques à l'extérieur est du même ordre de grandeur en moyenne, les différences s'expliquant par les propriétés physico-chimiques définies pour ces composés.
- L'exposition est en moyenne de 100 à 1000 fois plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur. Ceci s'explique par le fait que la densité de population est plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur (0,001 personne/m^3 à l'intérieur vs. 4×10^{-6} personne/m^3 à l'extérieur).

En conclusion, les substances émises à l'intérieur (particules et substances organiques) ont les mêmes facteurs de sort et d'exposition car elles sont modélisées de la même manière. Néanmoins,

les substances organiques sont émises en quantités 700 fois plus grandes, entrainant une quantité prise beaucoup plus grande. Concernant les substances émises à l'extérieures, elles sont émises en quantités plus grandes qu'à l'intérieur. Néanmoins, dûs aux grands volumes de dilution considérés par le modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures USEtox, les facteurs de sort et d'exposition sont en moyenne 100 à 1000 fois plus faibles qu'à l'intérieur. Conséquemment, les quantités prises en substances à l'extérieur (particules ou substances organiques) sont du même ordre de grandeur que les particules émises à l'intérieur et de 100 à 600 fois plus faibles que les substances organiques émises à l'intérieur.

6.2 Comparaison de l'impact sur la santé humaine selon le milieu et le type de substance considérée

Après avoir étudié la quantité prise pour les quatre cas de figure, il est possible de comparer l'impact résultant en DALY/$. Ces résultats sont présentés dans la figure suivante:

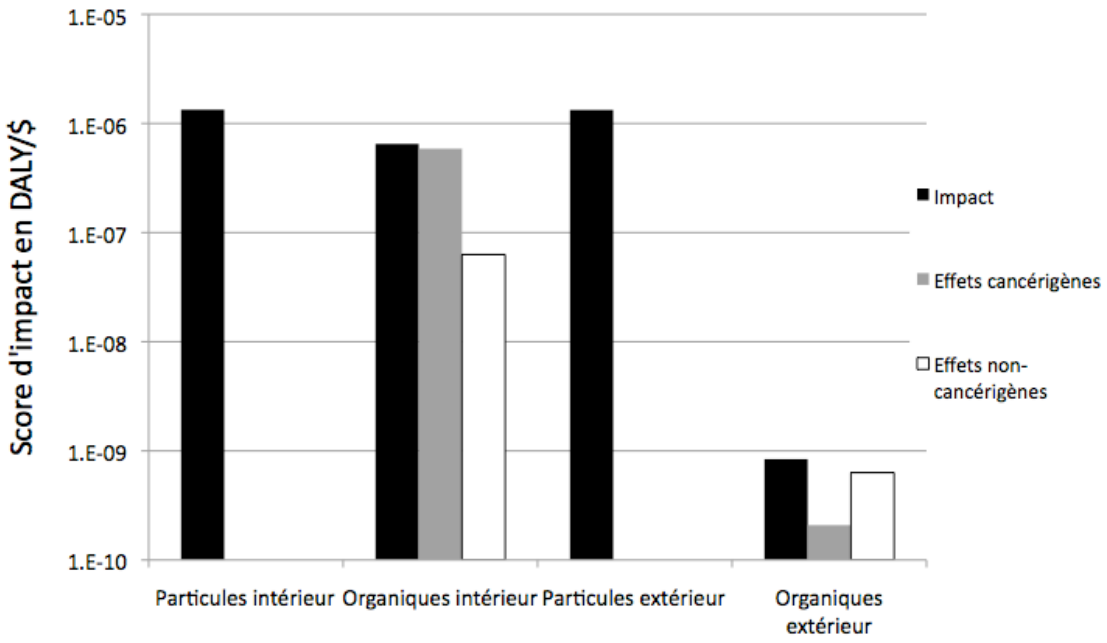

Figure 6.2: Comparaison de l'impact sur la santé humaine des particules à l'intérieur et à l'extérieur et des substances organiques à l'intérieur et à l'extérieur. Les effets des organiques sont séparés en effets cancérigènes et non-cancérigènes pour information. Les barres noires indiquent l'impact total sur la santé humaine (somme des effets cancérigènes et non-cancérigènes pour les substances organiques et effets respiratoires pour les particules)

A partir de cette figure, on peut voir que les résultats sont inversés par rapport à la Figure 6.1. En effet, les particules à l'intérieur et à l'extérieur ont un impact sensiblement similaire. Cet impact est un ordre de grandeur plus élevé que l'impact des organiques à l'intérieur et 1000 fois plus grand que l'impact des organiques à l'extérieur. Cette inversion de tendance s'explique par deux facteurs: la répartition des PM2,5 et des PM10-2,5 en milieu de travail et à l'extérieur, et le facteur d'effet des particules par rapport aux substances organiques. En effet, le facteur d'effet recommandé par Humbert et collègues (2009) est différent pour les PM2,5 (140 DALY/kg) et les PM10-2,5 (82 DALY/kg). Or, une proportion de 92% de PM2,5 est considérée à l'intérieur contre seulement 23% en milieu extérieur, ce qui donne un poids plus élevé aux particules émises en milieu intérieur. Néanmoins, une attention particulière doit être portée aux fractions de PM2,5 et de PM10-2,5 considérées car elles reposent sur peu d'études, qui ne sont pas forcément cohérentes avec l'étude de cas présentée ici mais faute de données supplémentaires, elles ont été retenues.

De plus, la différence d'impact entre les particules et les substances organiques provient essentiellement de la différence de facteur d'effet (facteur 1000 entre les deux types de facteurs d'effet). Ceci a pour conséquence l'inversion de tendance entre la quantité prise (quantité prise de substances organiques à l'intérieur très supérieure aux particules) et l'impact résultant sur la santé humaine.

6.3 Comparaison de l'impact sur la santé humaine des émissions de substances organiques et de particules

Enfin pour conclure, il est intéressant de pouvoir ajouter tous les impacts des substances organiques et des particules pour le milieu intérieur en milieu de travail et pour le milieu extérieur. La figure suivante présente les résultats:

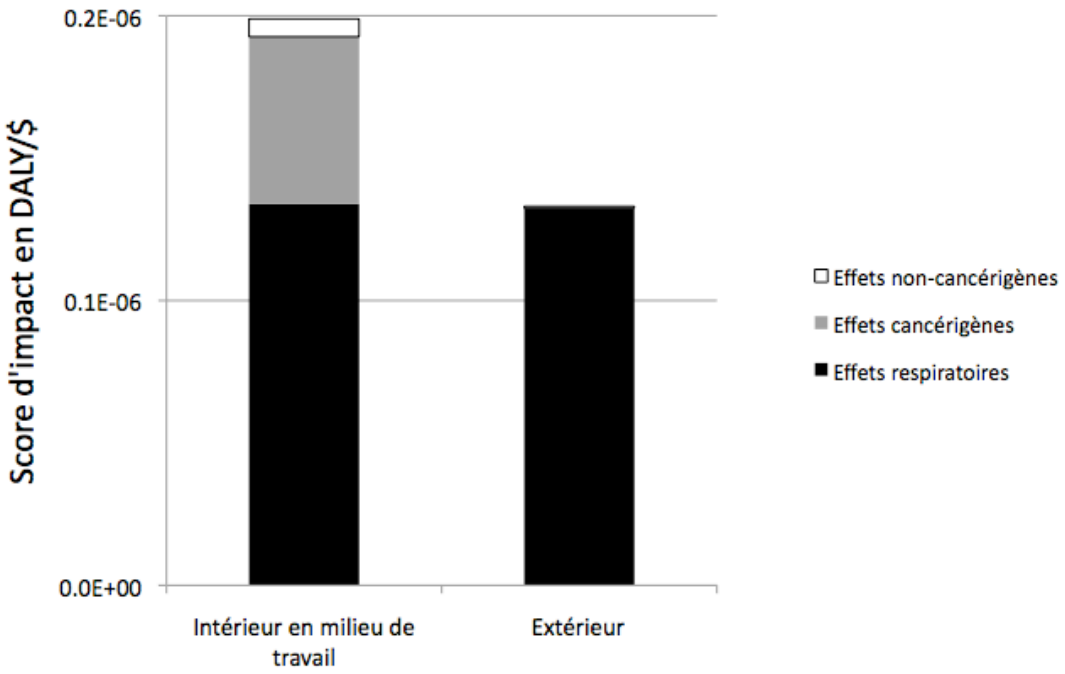

Figure 6.3: Comparaison des impacts totaux en milieu de travail et en milieu extérieur

Il est clairement visible à partir de cette figure que l'impact intérieur en milieu de travail est plus élevé que l'impact extérieur: une différence de 50% entre les deux types d'impacts est observée provenant du facteur 1000 entre l'impact des substances organiques à l'intérieur et à l'extérieur. Cette dernière observation est en accord avec les résultats présentés au chapitre 4. En revanche, l'impact entre les particules à l'intérieur et à l'extérieur est sensiblement le même ($1{,}33\times10^{-6}$ vs $1{,}34\times10^{-6}$ DALY/$).

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Forces et faiblesses du modèle de caractérisation des impacts lié aux émissions intérieures en milieu de travail

Le modèle de caractérisation des impacts lié aux émissions toxiques intérieures en milieu de travail présenté dans ce mémoire permet de combler un manque. En effet, les modèles de caractérisation des impacts utilisés actuellement tel que USEtox ne prennent pas en compte les impacts sur la santé humaine des émissions intérieures en milieu de travail. Pourtant, un des axes de développements majeurs proposés par le LCInitiative concerne la caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures en ACV selon le cadre d'étude proposé par Udo de Haes et reposant sur la chaîne de cause à effet de la santé humaine (Finnveden *et al.*, 2009; Life Cycle Initiative, 2007). Ainsi, c'est ce qui constitue une grande force de ce modèle car il repose sur une modélisation multimédia sort-exposition-effet tel que recommandé en ce qui concerne la catégorie d'impact santé humaine tout en prenant en compte des problématiques spécifiques aux émissions intérieures en milieu de travail: utilisation d'un modèle de sort développé spécifiquement pour le domaine de l'hygiène du travail (Rosenbaum *et al.*, 2008; Udo De Haes *et al.*, 2002). De plus, le modèle de caractérisation des impacts causés par les émissions intérieures présenté est très simple d'utilisation et très transparent car reposant sur un modèle one-box. De plus, il outrepasse l'utilisation de paramètres qui pourraient être difficiles à déterminer pour des secteurs entiers: le volume de toutes les usines composant un secteur industriel, les taux d'émission de substances toxiques ou encore le taux de ventilation propres à chaque entreprise (Hellweg *et al.*, 2009). Le modèle pourrait donc être couplé au modèle de caractérisation des impacts causés par les émissions extérieures USEtox, ce qui constituerait une avancée majeure dans le domaine de l'évaluation des impacts du cycle de vie en intégrant les impacts des émissions intérieures tant en milieu de travail qu'au foyer grâce au modèle de Hellweg (Hellweg *et al.*, 2009). Cela permettrait d'avoir une représentativité plus grande des impacts sur la santé humaine liés aux émissions polluantes en général. Néanmoins, certaines hypothèses concernant ce modèle ainsi que des points importants quant à ses améliorations futures peuvent être discutées.

Tout d'abord, il semble important de mentionner que le modèle présenté dans ce mémoire ne peut être considéré comme valable que dans le cas d'un calcul d'impact de type chronique. En effet,

l'ACV est un domaine permettant d'évaluer les impacts potentiels à long terme d'une émission. Il serait donc possible de connaître l'impact à long terme d'une émission de substance dans un secteur donné grâce à la concentration ambiante moyenne mais ne pourrait être utilisé dans le cadre d'une étude sur les effets à court terme d'une émission ponctuelle sur un travailleur (par exemple, l'impact de l'inhalation de COV dans le secteur automobile lors de l'application de la peinture sur la voiture) comme pourraient le faire d'autres outils tel que l'analyse de risques (qui calcule des risques réels et appréhendés). C'est pourquoi, il semble important de mettre en garde les utilisateurs potentiels de ce modèle pour ne pas l'utiliser de manière érronée.

Ensuite, il a été décidé d'utiliser un modèle one-box pour le calcul de la concentration dans un bâtiment tel que recommandé par Hellweg et confrères pour les émissions intérieures du fait de sa simplicité d'utilisation et de la transparence des paramètres qu'il utilise (Hellweg *et al.*, 2009). Néanmoins, d'autres modèles de sort sont considérés valables et applicables en ACV d'après la revue des modèles intérieurs: le modèle multiboîtes et le modèle par diffusion de Eddy. En effet, le choix du modèle one-box sous-tend que l'hypothèse d'homogénéité de la concentration dans l'entreprise a été posée, ce qui est discutable comme montré dans l'étude de cas du siège de travail Steelcase. Ce modèle est donc nécessairement moins précis en termes de prédiction de valeur de concentration intérieure de substance toxiques que le modèle multiboîtes et le modèle par diffusion de Eddy qui introduisent une variabilité spatiale de la concentration et qui permettent de mieux modéliser des pièces où le mélange n'est pas homogène (Finlayson *et al.*, 2004). Néanmoins, tel que mentionné par Demou et collègues (2009), ces modèles de sort demeurent très difficiles à mettre en place dans un cas général du fait des nombreux paramètres additionnels nécessaires et peu disponibles dans la littérature: coefficient de transfert entre les boîtes pour le modèle multiboîtes et coefficient de diffusivité pour le modèle par diffusion de Eddy. De plus, le modèle one-box donne de bons résultats quant à l'évaluation de la concentration dans le cas de dispersion homogène, hypothèse non-aberrante dans le cas d'une usine (Bruzzi, 2007). Les modèles multiboîtes et par diffusion de Eddy pourraient toutefois être utilisés dans le cadre d'études de cas si beaucoup de données sont disponibles. Le modèle multiboîte a notamment été appliqué par Hellweg et collègues dans le cadre d'une étude de cas pour le secteur des métaux (Hellweg *et al.*, 2005). Dans notre cas, le calcul de facteurs de caractérisation génériques ne pouvait donc se faire qu'avec un modèle one-box du fait du faible nombre de données disponibles.

De plus, les données disponibles en ce qui concerne les concentrations intérieures n'étaient que peu documentées. En effet, il est possible de voir sur le site de l'institut de santé au travail suisse les différences en termes de concentrations intérieures entre les concentrations dites d'ambiance (concentrations intérieures en des points aléatoires d'une usine) et les prélèvements personnels (concentrations intérieures au niveau de la zone de respiration des travailleurs) (www.i-s-t.ch). En général, les prélèvements personnels sont plus élevés que les mesures d'ambiance car les ouvriers travaillent proche des sources d'émissions de substances toxiques. Cela prouve donc que l'impact sur la santé des travailleurs exerçant proche de la source est plus élevé que l'impact sur la santé des travailleurs éloigné de la source, ce qui justifierait l'utilisation d'un modèle two-zone. Néanmoins, l'information relative au lieu de prise de la donnée de concentration n'est que peu souvent disponible dans les bases de données e.g. Solvex, ce qui offre une justification supplémentaire au choix du modèle one-box (Inrs, 2009). Le problème associé à ce manque d'informations réside dans le fait que si la concentration fournie ne se base que sur des données de concentrations proche de la source, une surestimation de l'impact moyen sur la santé des travailleurs sera introduite. Dans le cas contraire, si les concentrations se fondent uniquement sur des mesures d'ambiance, alors l'impact serait sous-estimé. Selon l'INRS, les données de concentration utilisées dans ce mémoire et provenant de la base de données Solvex sont un mélange de données d'ambiance et de prélèvements personnels (proche des voies respiratoires des employés) (Communication personnelle de Raymond Vincent, membre de l'INRS, 19 Août 2010). Néanmoins, rien ne permet de vérifier la proportion de mesures d'ambiance en rapport aux prélèvements personnels, ce qui ne peut nous donner aucune information quant à la pertinence des concentrations avancées, et ceci encore plus quand les données de concentrations reposent sur peu de relevés.

De plus, concernant les données de concentrations intérieures, elles ne sont pour l'instant pas spatialisés, ce qui pourrait être un axe de développement intéressant et constitue une limite du modèle présenté. En effet, pour le modèle présenté dans ce mémoire, seules des données de concentrations intérieures pour le cas de la France ont été utilisées via la base de données Solvex. Quelques données ont également été recensées sur le site de l'institut de la santé au travail suisse (www.i-s-t.ch). D'autres bases de données ont été recensées mais leur accès était restreint et aucune valeur n'a pu être extraite: Colchic (France), Mega (Allemagne), SMEST (Québec), NOES (Etats-Unis). De même, le facteur W représentant les heures travaillées par dollar de

chiffre d'affaires a été calculé seulement pour le Canada, les Etats-Unis et la France. Il pourrait donc être intéressant de pousser la recherche de données un peu plus loin afin de spatialiser les facteurs de caractérisation génériques pour un maximum de pays. Cet exercice serait d'autant plus pertinent que chaque pays possède ses propres procédés de fabrication, ce qui entraine des émissions de substances différentes et en quantités différentes. Concernant le facteur W, il devrait être déterminé pour de nombreux pays par la Social Hotspot DataBase (Travail en cours de réalisation) (Aulisio *et al.*, 2010).

Il est à noter, par rapport aux concentrations intérieures, que certaines données semblent être manquantes. En effet, l'hypothèse a été faite dans le projet que toute substance mesurée dans un secteur était présente dans le secteur. Or, certaines substances auraient dûes être mesurées dans certains secteurs et ne le sont pas. C'est par exemple le cas du dichlorométhane pour lequel la concentration aurait du être mesurée dans le secteur pharmaceutique selon les fiches toxicologiques, ce qui n'est pas le cas (Institut National De La Recherche Scientifique (Inrs), 2010; Institute for Health and Consumer Protection, 2010). Deux explications pourraient être avancées pour expliquer ces "trous". La première est que la concentration en dichlorométhane n'a pas été mesurée car elle est très faible et ne représente pas de danger potentiel sur la santé humaine. Cette explication semble peu probable car les fiches toxicologiques recensent les secteurs dans lesquels les substances sont émises en quantité importante. L'autre explication pourrait simplement venir du fait que la concentration intérieure en dichlorométhane n'a pas été mesurée, ce qui résulte en une absence de substance dans le secteur selon notre hypothèse de départ. Dans ce cas, l'absence de concentration en dichlorométhane dans le secteur pharmaceutique constitue un point d'incertitude à prendre en compte.

D'autres paramètres peuvent constituer des points d'incertitude qu'il conviendrait de prendre en compte dans l'analyse. En effet, les facteurs de caractérisation génériques ont été calculés pour des secteurs industriels entiers. Cela signifie par exemple que la valeur de concentration utilisée dans le modèle pour le secteur alimentaire est représentative de toutes les usines appartenant à ce secteur industriel, soient les entreprises du secteur des viandes ou des fruits et légumes. Cette hypothèse manque de réalisme car une grande variabilité existe concernant les niveaux de concentrations dans ces secteurs et il conviendrait donc de la prendre en compte. Cela permettrait de situer la confiance que l'on a dans les résultats qui sont avancés. Plusieurs méthodes pourraient être utilisées pour considérer l'incertitude dans le cadre de ce projet: la méthode semi-quantitative

Pedigree qui consiste à calculer l'intervalle de confiance à 95% des données à l'aide d'un système de scores (Frischknecht *et al.*, 2005; Weidema & Wesnaes, 1996). Une méthode quantitative par propagation d'incertitude (numérique ou analytique) peut également être utilisée (M Macleod *et al.*, 2002). Néanmoins, cette dernière méthode ne peut être utilisée que dans le cas où de nombreuses informations sont disponibles sur les paramètres utilisés. Il est à noter concernant l'incertitude que afin de pouvoir faire la comparaison de l'impact intérieur en milieu de travail avec l'impact extérieur, des scores d'impact dommages ont été calculés (DALY/$). Néanmoins, pour réduire l'incertitude, les scores d'impact problèmes (cas/$) pourraient être utilisés en n'appliquant pas de facteurs de sévérité. Cela permettrait une diminution de l'incertitude par la réduction du nombre de paramètres considérés dans l'équation.

De plus, une autre source de variabilité concerne les données d'entrées qui sont des valeurs monétaires pour le cas des facteurs de caractérisation génériques. Dans ce cas, la variabilité est également décuplée car ce paramètre est plus incertain que les flux physiques du fait d'une grande inhomogénéité des prix à l'achat (Sangwon Suh *et al.*, 2003).

En outre, seule la voie d'exposition "inhalation" a été considérée dans le modèle de caractérisation présenté ici. Or, même si l'impact par ingestion est pris en compte dans la modélisation des émissions extérieures par USEtox et n'est pas à prendre en compte dans le cas d'émissions intérieures, on ne peut en dire autant de la voie d'exposition dermale, très peu prise en compte dans les méthodes d'impact actuellement. Bennett et collègues (2002) ont démontré que l'impact via le contact dermal pouvait être important pour des substances dont le log Kow se situe entre 2 et 4,7. Dans le cadre des substances organiques étudiées dans le présent rapport, certaines substances tels que le styrène ou le tétrachloroéthylène sont dans cette plage de Kow. C'est pourquoi, cette voie d'exposition pourrait être étudiée dans de prochains travaux en appliquant les méthodes proposées par Keil et collègues dans le domaine de l'hygiène de travail (Keil *et al.*, 2000). Une réflexion similaire pourrait être étudiée concernant le bruit qui est une nuisance non-négligeable en milieu de travail.

Il est à noter également que seuls les secteurs de l'industrie manufacturière ont été considérés dans l'étude. Plusieurs raisons peuvent expliquer ceci: d'une part, le manque de données qui n'a pas permis la prise en compte de certains secteurs. En effet, des données dans la base Solvex étaient essentiellement disponibles pour l'industrie manufacturière mais pas pour d'autres secteurs

comme la production d'énergie. Ce secteur de production d'énergie est particulièrement important comme impact indirect de production d'un produit car toute production demande de l'énergie et cette énergie engendre un impact indirect sur la santé des travailleurs de ces secteurs. Il aurait donc été important de considérer ces secteurs mais le manque de données n'a pas permis d'atteindre cet objectif. Par ailleurs, certains secteurs ourraient être considérés comme des secteurs "bureaux" comme par exemple le secteur "Enseignement" et peuvent ainsi être caractérisés par l'équation de Hellweg, soit à l'aide de données d'émissions (Hellweg *et al.*, 2009). Ceci pourrait être fait pour un bureau "moyen" en prenant des données génériques pour une personne. De plus, la caractérisation des émissions intérieures dans les bureaux permettrait d'améliorer la pertinence des facteurs de caractérisation génériques déterminés pour les secteurs de l'industrie manufacturière. En effet, l'impact sur la santé humaine des travailleurs de ces secteurs n'a été déterminé que pour les employés de la production. Aucun impact n'a été considéré pour les employés de "bureau". Il conviendrait donc de caractériser l'impact des émissions intérieures sur cette catégorie d'employé afin de prendre en compte tous les travailleurs des secteurs de l'industrie manufacturière. Cette catégorie d'employé risque notamment d'être fortement exposée aux particules via les procédés d'impression (Communication personnelle avec Sébastien Humbert, Expert en ACV, 4 Novembre 2010).

Enfin, la force de ce projet est qu'il permet de faire un lien entre deux pans de l'ACV: l'ACV environnementale via la catégorie santé humaine mais également l'ACV sociale via la sous-catégorie "Travailleurs" comme défini par le rapport sur l'ACV sociale sous l'égide de LCInitiative (Benoit, 2009). En effet, selon l'impact sur la santé humaine des travailleurs, un choix de produits provenant d'un secteur ou d'un autre pourra être fait selon les conditions de travail dans la catégorie d'impact "Travailleurs" au niveau social. C'est donc une passerelle entre les deux ACV.

En conclusion, le modèle de caractérisation présenté ici souffre de beaucoup de limitations. Néanmoins, la plupart de ces limitations peuvent être surmontées. En effet, les facteurs de caractérisation présentés dans ce mémoire sont génériques et ils peuvent être améliorés dans le cadre d'étude de cas. Pour exemple, dépendant des données disponibles, il serait possible d'appliquer un autre modèle de sort intérieur afin d'affiner les résultats. De même, le manque de données concerne les facteurs génériques, ce qui peut être surmonté par des données primaires de l'usine. Ceci peut se voir dans l'étude de cas de la chaise de bureau où les concentrations

intérieures ainsi que les facteurs W sont calculés en fonction des données fournies par Steelcase. En revanche, le manque de données affecte la pertinence des impacts indirects en incluant une incertitude élevée.

7.2 Modèle de caractérisation des impacts indirects sur la santé humaine des travailleurs lié aux émissions intérieures

Ce modèle est très intéressant car d'une part il permet d'inclure tous les impacts indirects induits dans la chaîne d'approvisionnement en se couplant avec les facteurs génériques déterminés précédemment. De plus, le modèle vient compléter le modèle de caractérisation et les résultats montrent l'utilité de calculer les impacts indirects.

Une force de ce modèle réside dans le fait que les tables d'entrées-sorties utilisées pour le calcul des impacts indirects sont facilement disponibles en ligne et ce, pour de nombreux pays. Le modèle présenté est par conséquent très transparent et se couple parfaitement au modèle de caractérisation générique développé au chapitre 4. Ceci renforce la nécessité de développer des facteurs de caractérisation génériques spatialisés afin de pouvoir comparer l'impact sur la santé des travailleurs directs et indirects selon le pays d'étude. Ceci permettrait de rajouter une dimension sociale car il serait possible à partir de ces considérations de comparer les impacts sur la santé humaine d'un produit fabriqué en Chine et au Canada. De plus, des comparaisons de produits similaires fabriqués dans des pays différents seraient rendues possibles.

Ce modèle dispose tout de même de quelques limitations. Ces faiblesses sont dérivées des TES. Notamment, les importations sont inclues comme une entrée supplémentaire dans les tables, ce qui limite leur influence dans le calcul de l'impact. En effet, l'idéal serait de connaître le(s) pays d'origine des importations afin de calculer un impact sur la santé des travailleurs adapté à ce pays et de l'imputer au pays d'étude. De plus, les TES sont bien souvent sur-agrégées, ce qui introduit une erreur selon Heijungs et Suh (Heijungs & Suh, 2002). C'est le cas dans le cadre de ce projet où les tables de l'INSEE qui ne disposent que d'une cinquantaine de secteurs ont été utilisées. Néanmoins, l'influence de cette sur-agrégation est discutable car d'une part, si les tables étaient trop désagrégées, le choix du bon secteur pour le produit d'étude serait plus difficile et pourrait introduire une erreur. De plus, actuellement, les facteurs de caractérisation génériques n'ont été déterminés que pour un nombre limité de secteurs. C'est pourquoi, la sur-agrégation des TES n'est pas un problème pour le moment.

7.3 Étude de cas relative au siège de travail

L'étude de cas permettant la comparaison des impacts liés aux émissions extérieures, au foyer et en milieu de travail d'une chaise de bureau est la première recensée dans la littérature. En effet, des comparaisons entre l'impact des émissions extérieures et intérieures au foyer ont déjà été effectuées (Hellweg *et al.*, 2009; Hellweg *et al.*, 2005). De plus, Hellweg et collègues (2009) ont comparé des impacts liés aux émissions extérieures, au foyer et en milieu de travail à partir de la littérature en réunissant plusieurs sources. Néanmoins, cette étude permet une comparaison de ces trois types d'impact sur une seule et même étude de cas et montre l'utilité et le bien-fondé de la caractérisation des émissions intérieures au foyer et en milieu de travail. De plus, elle permet de prendre en compte toutes les étapes du cycle de vie. En effet, la comparaison faite dans la première partie de la méthodologie entre les facteurs de caractérisation génériques pour l'intérieur et les facteurs extérieurs ne concernent que l'étape de fabrication. Or, une ACV doit considérer toutes les étapes du cycle de vie, ce qui est le cas avec cette étude de cas. Il est donc possible de vérifier que les résultats ne sont pas modifiés par la considération de toutes les étapes du cycle de vie.

Dans le cadre de cette étude de cas, certaines approximations ont été effectuées qui méritent d'être signalées. Tout d'abord, en règle générale, un taux d'émission de polluant va avoir tendance à tendre vers 0 pour un temps infini. Or, ce n'est pas du tout le cas dans le cadre de l'étude sur la chaise pour le formaldéhyde par exemple, dû à des différences trop faibles de niveaux d'émission à 3 et 28 jours. Il est donc probable que l'extrapolation à 15 ans aura tendance à surestimer les valeurs d'émissions. Ceci peut provenir de l'extrapolation à l'aide du modèle de loi de puissance qui a été choisie. Une extrapolation à l'aide d'une loi exponentielle aurait pu être effectuée comme le suggère Brown (Brown, 1999). Le modèle de Hellweg est donc très difficile à utiliser et introduit des erreurs de calcul, même dans le cadre d'une étude de cas, du fait des protocoles de mesures d'émissions en chambre difficiles à exploiter et à transférer au domaine de l'ACV.

De plus, des sources d'incertitude ont été recensées dans le cadre de l'étude de cas: les données de paramètres génériques concernant les taux de ventilation, le nombre de personnes par foyer,… ont été tirés de la publication de Hellweg à partir de données provenant des Pays-bas, mais pas de la France, lieu de l'étude de cas (Hellweg *et al.*, 2009). Il aurait donc été pertinent de prendre en considération des données adaptées à la France, ce qui n'a pas été trouvé. Or, si un paramètre est

considéré pour une zone spatiale et est utilisé dans le cadre d'une autre zone spatiale, une erreur est nécessairement introduite (Huijbregts, 1998).

7.4 Modèle de caractérisation des impacts liées aux émissions intérieures de particules

Cette étude a permis de répondre au troisième objectif de ce mémoire qui était la comparaison de l'impact des substances organiques et des particules pour les milieux de travail et extérieurs. Cet objectif a été rempli et nous a permis de constater que l'impact des particules est supérieur à celui des substances organiques majoritairement à cause de leur facteur d'effet très élevé. Néanmoins, quelques limitations peuvent être notées concernant cette comparaison.

Tout d'abord, il a été considéré conformément à Humbert et collègues (2009) que les PM10 peuvent être séparées en deux fractions: les PM2,5 et les PM10-2,5. La répartition des deux fractions est fondée sur plusieurs études préalablement réalisées. En ce qui concerne, les émissions intérieures, ces fractions ont été posées à 92% de PM2,5 et 8% de PM10. Ces chiffres se basent sur une étude relative à des émissions de solvant et une autre sur la combustion du bois. Il y a donc un biais lorsque l'on considère ces valeurs car la combustion du bois rejette majoritairement des PM2,5, résultant en un poids énorme dans la proportion de ce type de particules émises en milieu intérieur (Ministère De L'écologie De L'énergie Du Développement Durable Et De La Mer, 2008). Il est donc important de prendre ce point en compte. Néanmoins, étant donné qu'aucune donnée n'a été inventoriée quant aux proportions de PM2,5 et PM10 émises à l'intérieur spécifiquement dans le secteur de la fonderie, cette valeur générique a été utilisée mais doit être prise avec parcimonie.

De plus, il est à noter dans cette étude que l'impact des particules est à priori sous-estimé car il existe deux types de particules: les particules primaires étudiées dans ce mémoire et les particules secondaires provenant de précurseurs comme le dioxyde de soufre ou les oxydes d'azote. Ces substances peuvent se retrouver en milieu intérieur par la combustion de combustibles fossiles et tendrait à augmenter l'impact des particules dans un sens large (Ayodele & Abubakar, 2010).

CONCLUSION

Les résultats obtenus dans ce mémoire permettent donc de confirmer que le modèle de caractérisation générique des impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail est fonctionnel et est cohérent par rapport aux précédentes recherches dans ce domaine (Hellweg *et al.*, 2009; Hellweg *et al.*, 2005; Hofstetter & Norris, 2003). Cela a permis de justifier la pertinence de la caractérisation de ce type d'émissions et de l'intérêt qu'il existe à l'intégrer dans des modèles de caractérisation des impacts tel que USEtox. De plus, une méthodologie a permis d'une part l'inclusion des impacts indirects sur la santé des travailleurs d'un produit et l'application de ce modèle ainsi que du modèle de caractérisation des impacts directs dans le cadre d'une étude de cas sur une chaise de bureau. Les résultats ont ainsi permis de montrer que les impacts indirects sur la santé des travailleurs d'un produit ne pouvaient être considérés comme négligeable en comparaison des impacts directs. Enfin, une application dans le secteur de la fonderie a permis de montrer que l'impact des particules à l'intérieur en milieu de travail pouvait être jugé équivalent à l'impact des particules à l'extérieur et que l'impact de ce type de substance est bien supérieur à l'impact des substances organiques. Cette étude nous a permis en outre de montrer que la considération des particules dans le cadre de la caractérisation des impacts des émissions en milieu de travail ne changeait pas les conclusions vis-à-vis des émissions extérieures. En résumé, les trois objectifs principaux de ce mémoire ont été remplis et l'hypothèse est vérifiée.

Néanmoins, bien que les objectifs soient remplis, les recommandations suivantes pourraient être émises concernant le modèle de caractérisation développé dans ce mémoire et ses améliorations futures:

- Inclure le modèle dans les méthodes d'impacts existantes tel que USEtox. En effet, nous avons montré dans ce mémoire que les émissions intérieures en milieu de travail avaient un impact plus élevé que les émissions extérieures, ce qui devrait par conséquent apparaître dans les modèles de caractérisation.
- Développer des bases de données pour les différents paramètres présents dans le modèle pour d'une part augmenter le nombre de facteurs de caractérisation et d'autre part permettre une spatialisation des facteurs, ce qui semble fondamental afin de prendre en

compte l'impact des émissions intérieures en milieu de travail de manière optimale. Pour ce faire, des bases de données existant aujourd'hui en accès limité pourrait être utilisée.

- Développer le modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures afin d'inclure l'exposition dermale qui pourrait ne pas être négligeable pour toutes les substances organiques.
- Calculer l'incertitude des facteurs de caractérisation développés afin d'avoir une idée de la confiance placée dans les résultats. L'incertitude risque d'être élevée du fait de la grande variabilité des concentrations pouvant exister dans un secteur industriel entier. Pour ce faire, une analyse numérique ou analytique pourrait être réalisée indifféremment.

BIBLIOGRAPHIE

ANDREWS, E. (2008). *Open Input-Output documentation*.

AULISIO, D., BENOIT, C., & NORRIS, G. (2010). *Development of the country-specific-sector worker hours dataset* Paper presented at the Cycle 2010 conference, Montreal, Canada.

AYODELE, J.T., & ABUBAKAR, F. (2010). Sulphur dioxide as indoor pollutant in Kano municipality Kano-Nigeria. *Journal of environmental chemistry and ecotoxicology, 2*(1), 9-13.

BARE, JC. (2003). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other envrionmental impacts. *Journal of Industrial Ecology, 6*(3-4), 49-78.

BENNETT, D. H., MARGNI, M. D., MCKONE, T. E., & JOLLIET, O. (2002). Intake fraction for multimedia pollutants: A tool for life cycle analysis and comparative risk assessment. *Risk Analysis, 22*(5), 905-918.

BENNETT, DEBORAH H., MCKONE, THOMAS E., EVANS, JOHN S., NAZAROFF, WILLIAM W., MARGNI, MANUELE D., JOLLIET, OLIVIER, & SMITH, KIRK R. (2002). Peer Reviewed: Defining Intake Fraction. *Environmental Science & Technology, 36*(9), 206A-211A.

BENOIT, C. (2009). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.

BROWN, S. K. (1999). Chamber Assessment of Formaldehyde and VOC Emissions from Wood-Based Panels. *Indoor air, 9*(3), 209-215.

BRUNEKREEF, B., & FORSBERG. (2005). *Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health* (Vol. 26). Leeds, ROYAUME-UNI: Maney.

BRUZZI, RAFAELLA (2007). *New developments and applications in modelling occupational exposure to airborne contaminants* (Université de Lausanne, Lausanne, Switzerland). http://my.unil.ch/bib/Download.do?id=http://sila.unil.ch:8080/fedora/get/serval:BIB_14CF5DF2C603/FULLTEXT.pdf (UMI No. Ph.D.)

BULLARD, CLARK W., PENNER, PETER S., & PILATI, DAVID A. (1978). Net energy analysis : Handbook for combining process and input-output analysis. *Resources and Energy, 1*(3), 267-313.

BULLARD, CLARK W., & SEBALD, A.V. (1988). Monte carlo sensitivity analysis of Input-Output Models. *The review of economics and statistics, 70*(4), 708-712.

BUREAU OF ECONOMIC ANALYSIS (BEA). (2010). *Input-Output Accounts data*. BEA: industry: input-output accounts data. Consulté le 31 Aout 2010, tiré de http://www.bea.gov/industry/io_annual.htm.

BUREAU OF LABOR STATISTICS. UNITES STATES. DEPARTMENT OF LABOR. (2008). *National census of fatal occupational injuries in 2008*. Washington, D.C. http://www.bls.gov/news.release/pdf/cfoi.pdf

CALIFORNIA AIR RESOURCES BOARD. (2006). *Reducing Indoor air pollution: a serious public health problem*. Consulté le 13 Octobre 2010, tiré de http://www.arb.ca.gov/research/indoor/rediap.htm.

CAREX CANADA. (2009). Chloroforme.

CHERRIE, J. W. (1999). The effect of room size and general ventilation on the relationship between near and far-field concentrations. *Applied occupational and environmental hygiene, 14*(8), 539-546.

DEMOU, EVANGELIA, HELLWEG, STEFANIE, WILSON, MICHAEL P., HAMMOND, S. KATHARINE, & MCKONE, THOMAS E. (2009). Evaluating indoor exposure modeling alternatives for LCA: A case study in the vehicle repair industry. *Environmental Science and Technology, 43*(15), 5804-5810.

DOCKERY, D. W., & POPE, C. A. (1994). Acute Respiratory Effects of Particulate Air Pollution. *Annual review of public health, 15*(1), 107-132.

DOCKERY, DOUGLAS W., POPE, C. ARDEN, XU, XIPING, SPENGLER, JOHN D., WARE, JAMES H., FAY, MARTHA E., FERRIS, BENJAMIN G., & SPEIZER, FRANK E. (1993). An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *New England Journal of Medicine, 329*(24), 1753-1759.

EUROPEAN COMMISSION. (2005). ExternE - Externalities of Energy: Methodology 2005 update. In Peter Bickel and Rainer Friedrich (Ed.), (Vol. EUR21951). Stuttgart, Germany.

EUROPEAN COMMISSION. (2010). *RAMON-Correspondence tables List*. Index of correspondence tables. Consulté le 19 Septembre 2010, tiré de http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/relations/index.cfm?TargetUrl=LST_REL.

EXECUTIVE AGENCY FOR HEALTH AND CONSUMERS. (2010). Effets sur la santé de la pollution de l'air intérieur.

FINLAYSON, EU, GADGIL, AJ, THATCHER, TL, & SEXTRO, RG. (2004). Pollutant dispersion in a large indoor space. Part 2: Computational fluid dynamics predictions and comparison with a scale model experiment for isothermal flow. *Indoor air, 14*(4), 272-283.

FINNVEDEN, GRAN, HAUSCHILD, MICHAEL Z., EKVALL, TOMAS, GUINÈE, JEROEN, HEIJUNGS, REINOUT, HELLWEG, STEFANIE, KOEHLER, ANNETTE, PENNINGTON, DAVID, & SUH, SANGWON. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management, 91*(1), 1-21.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H. J., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., & REBITZER, G. (2005). The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment, 10*(1), 3-9.

GENTRY, B., BLANKINSHIP, D., GHOSE, S., RAYCHAUDHURI, S., & WAINWRIGHT, E. (2008). *Oracle Crystal Ball, Fusion Edition: Reference manual (Release 11.1.1.00)*.

GOEDKOOP, M, HEIJUNGS, R, HUIJBREGTS, MAJ, DE SCHRYVER, A, STRUIJS, J, & VAN ZELM, R. (2009). ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. *Report I: Characterisation, NL, from http://lcia-recipe. net*.

GOLD, LS, SLONE, TH, & BERNSTEIN, L. (1989). Summary of carcinogenic potency and positivity for 492 rodent carcinogens in the carcinogenic potency database. *Environmental Health Perspectives, 79*, 259.

GORRÉE, MARIEKE, GUINEE, J. B., HUPPES, GJALT, & VAN OERS, LAURAN F. C. M. (2000). *Environmental life cycle assessment of linoleum*. Leiden, the Netherlands: Centre of environmental science, Leiden University.

GORRÉE, MARIEKE, GUINÉE, JEROEN, HUPPES, GJALT, & OERS, LAURAN. (2002). Environmental life cycle assessment of linoleum. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 7*(3), 158-166.

HAUSCHILD, M., & WENZEL, H. (1998). *Environmental assessment of products* (Vol. 2). Boston: Kluwer Academic Publishers Group.

HAUSCHILD, MICHAEL Z. (2005). Assessing Environmental Impacts in a Life-Cycle Perspective. *Environmental Science & Technology, 39*(4), 81A-88A.

HAUSCHILD, MICHAEL Z., HUIJBREGTS, MARK, JOLLIET, OLIVIER, MACLEOD, MATT, MARGNI, MANUELE, VAN DE MEENT, DIK, ROSENBAUM, RALPH K., & MCKONE, THOMAS E. (2008). Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony. *Environmental Science and Technology, 42*(19), 7032-7037.

HEIJUNGS, R., & SUH, S. (2002). *The computational structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

HEINSOHN, RJ. (1991). *Industrial ventilation: engineering principles*: Wiley-Interscience.

HELLWEG, STEFANIE, DEMOU, EVANGELIA, BRUZZI, RAFFAELLA, MEIJER, ARJEN, ROSENBAUM, RALPH K., HUIJBREGTS, MARK A. J., & MCKONE, THOMAS E. (2009). Integrating human indoor air pollutant exposure within life cycle impact assessment. *Environmental Science and Technology, 43*(6), 1670-1679.

HELLWEG, STEFANIE, DEMOU, EVANGELIA, SCHERINGER, MARTIN, MCKONE, THOMAS E., & HUNGERBUHLER, KONRAD. (2005). Confronting workplace exposure to chemicals with LCA: Examples of trichloroethylene and perchlorpethylene in metal degreasing and dry cleaning. *Environmental Science and Technology, 39*(19), 7741-7748.

HENDRICKSON, CHRIS T., HORVATH, ARPAD, JOSHI, S., & LAVE, LESTER B. (1998). Economic input-output models for environmental life-cycle assessment. *Environ. Sci. Technol., 32*(7), 184-191.

HOFSTETTER, PATRICK, & NORRIS, GREGORY A. (2003). Why and How Should We Assess Occupational Health Impacts in Integrated Product Policy? *Environmental Science & Technology, 37*(10), 2025-2035.

HONDO, H., NISHIMURA, K., & UCHIYAMA, Y. (1996). *Energy requirements and CO2 emissions in the production of goods and services: Application of an input-output table to life cycle analysis*. Tokyo, Japan: Central Research Institute of Electric Power Industry.

HOROWITZ, K.J., & PLANTING, M.A. (2009). *Concepts and methods of the U.S. Input-Output accounts*.

HUIJBREGTS, M. A. J., ROMBOUTS, L.J.A, RAGAS, A. M. J., & VAN DE MEENT, D. (2005). Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for Life Cycle Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management, 1*(3), 181-192.

HUIJBREGTS, MAJ. (1998). Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 3*(5), 273-280.

HUIJBREGTS, MARK A. J., STRUIJS, JAAP, GOEDKOOP, MARK, HEIJUNGS, REINOUT, JAN HENDRIKS, A., & VAN DE MEENT, DIK. (2005). Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment. *Chemosphere, 61*(10), 1495-1504.

HUMBERT, S. (2009). *Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health* (University of California, Berkeley).

HUMBERT, S., MARSHALL, J. , SHAKED, S., NISHIOKA, Y. , PREISS, P. , SPADARO, J. , MCKONE, T. , HORVATH, A., & JOLLIET, O. . (2009). Intake fractions and characterization factors for particulate matter: review and recommandations for Life Cycle Assessment. *Submitted*.

INRS. (2009, 07 Janvier 2010). *Introduction aux valeurs limites d'exposition professionnelle*. Introduction aux valeurs limites d'exposition professionnelle. Consulté le http://www.inrs.fr/htm/introduction_valeurs_limites_exposition.html.

INSEE. (2010). *Tableau des entrées-sorties*. Consulté le 2010, October 7th, tiré de http://www.insee.fr/fr/themes/comptes-nationaux/souschapitre.asp?id=41.

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE (INRS). (2010). *Fiches toxicologiques*. Consulté le 2010, May 17th, tiré de http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/IntranetObject-accesParReference/INRS-FR/$FILE/fset.html.

INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE ET DES ÉTUDES ÉCONOMIQUES (INSEE). (2010). *Tableau des entrées-sorties*. Insee- Comptes nationaux- Finances publiques- Tableaux de synthèse- Tableau des entrées-sorties. Consulté le 31 Aout 2010, tiré de http://www.insee.fr/fr/themes/comptes-nationaux/souschapitre.asp?id=41.

INSTITUTE FOR HEALTH AND CONSUMER PROTECTION. (2010). *ESIS (European Chemical Substances Information System)*. Consulté le 9 Juin 2010, tiré de http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/.

ISO. (2004). ISO16000-6: Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS/FID.

ISO. (2006). ISO14040: Management environnemental- Analyse du cycle de vie- Principes et cadre.

ITSUBO, N, & INABA, A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 8*(5), 305-305.

JAYJOCK, M. A. (1997). Modeling Inhalation Exposure, chp. 16, The Occupational EnvironmentoIts Evaluation and Control, S. *American Industrial Hygiene Association (AIHA), Fairfax, VA*.

JESPERSEN, P.H., & MUNKSGAARD, JESPER. (2001). Danish Transport Council and traffic research group on University of Aalborg. In *Trafikdage on University of Aalborg*. Aalborg, Denmark.

JOLLIET, MULLER-WENK, R, BARE, J, BRENT, A, GOEDKOOP, M, HEIJUNGS, R, ITSUBO, N, PENA, C, PENNINGTON, D, & POTTING, J. (2004). The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 9*(6), 394-404.

JOLLIET, O, SAADÉ, M, & CRETTAZ, P. (2005). *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*: PPUR presses polytechniques.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., & ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 8*(6), 324-330.

JOLLIET, O., ROSENBAUM, R. K., MCKONE, T. E. , SCHERINGER, M., VAN STRAALEN, N., & WANIA, F. (2006). Establishing a Framework for Life Cycle Toxicity Assessment. Findings of the Lausanne Review Workshop. *International Journal of LCA, 11*(3), 209-212.

JOSHI, S. (1999). Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology, 3*(2-3), 95-120.

KEIL, C. B. (2000). A tiered approach to deterministic models for indoor air exposures. *Applied occupational and environmental hygiene, 15*(1), 145-151.

KEIL, C. B., TEN BERGE, W. F., FEHRENBACHER, C., JAYJOCK, M. A., NICAS, M., & REINKE, P. (2000). *Mathematical models for estimating occupational exposure to chemicals*. Fairfax.

KIKUCHI, Y., & HIRAO, M. (2008). Practical method of assessing local and global impacts for risk-based decision making: A case study of metal degreasing processes. *Environmental Science & Technology, 42*(12), 4527-4533.

KLEPEIS, N. E., NELSON, W. C., OTT, W. R., ROBINSON, J. P., TSANG, A. M., SWITZER, P., BEHAR, J. V., HERN, S. C., & ENGELMANN, W. H. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 11*(3), 231-252.

KOHN, R.E. (1972). *Input-output analysis and air pollution control*. Paper presented at the Economic analysis of environmental problems: a conference of the universities, Chicago, IL.

LAVE, LESTER B., COBAS-FLORES, ELISA, HENDRICKSON, CHRIS T., & MCMICHAEL, FRANCIS C. (1995). Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges. *Environmental Science & Technology, 29*(9), 420A-426A.

LAVOUE, J., VINCENT, R., & GERIN, M. (2008). Formaldehyde exposure in U.S. industries from OSHA air sampling data. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 5*(9), 575-587.

LEECH, JA, WILBY, K, MCMULLEN, E, & LAPORTE, K. (1996). The canadian human activity pattern survey: Report of methods and population surveyed. *Chronic diseases in Canada, 17*(3/4), 118-123.

LEIGH, JP, MARKOWITZ, SB, FAHS, M, SHIN, C, & LANDRIGAN, PJ. (1997). Occupational injury and illness in the United States: Estimates of costs, morbidity, and mortality. *Arch. Intern. Med., 157*, 1557-1568.

LENZEN, MANFRED. (2001). Errors in conventional and Input-Output-based Life-Cycle inventories. *Journal of industrial ecology, 4*(4), 127-148.

LEONTIEF, W. (1965). Input-Output analysis. In Oxford University Press, (éd.), *Input-Output economics*. New-York.

LIFE CYCLE INITIATIVE. (2007). *Indoor Exposure Assessment Working Group*. Consulté le 16 Septembre 2010, tiré de

http://fr1.estis.net/builder/includes/page.asp?site=lcinit&page_id=A8A029E4-59C6-4A56-BF97-0C617BF8F335.

LIFE CYCLE INITIATIVE. (2009, 2010 April 26th). *Indoor Exposure Assessment Working Group*. Indoor Exposure Assessment Working Group. Consulté le http://fr1.estis.net/builder/includes/page.asp?site=lcinit&page_id=A8A029E4-59C6-4A56-BF97-0C617BF8F335.

MACKAY, D. (2001). *Multimedia Environmental models: the fugacity approach* (2nd[e] éd.): Lewis Publishers.

MACLEOD, M, FRASER, AJ, & MACKAY, D. (2002). Evaluating and expressing the propagation of uncertainty in chemical fate and bioaccumulation models. *Environmental Toxicology and Chemistry, 21*(4), 700-709.

MACLEOD, M., WOODFINE, D, MACKAY, D, MCKONE, T. E., BENNETT, D., & MADDALENA, R. (2001). BETR North America: A regionally segmented multimedia contaminant fate model for North America. *Environmental Science and Pollution Research, 8*(3), 156-163.

MAGEE, R.J., ZHU, J.P., & ZHANG, J.S. (1999). *A small chamber test method for measuring VOC emissions from dry building materials*. Ottawa, Canada: CMEIAQ Report 1.2, IRC/NRC.

MCKONE, KYLE, AD, JOLLIET, O, OLSEN, S. I., & HAUSCHILD, M. (2006). Dose–response modeling for life cycle impact assessment— findings of the Portland Review Workshop. *International Journal of LCA, 11*(2), 137-140.

MCKONE, T.E. (1993). *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites; Part 1, Executive summary*.

MEIJER, A., HUIJBREGTS, M. A. J., & REIJNDERS, L. (2005a). Human health damages due to indoor sources of organic compounds and radioactivity in life cycle impact assessment of dwellings - Part 1: Characterisation factors. *International Journal of Life Cycle Assessment, 10*(5), 309-316.

MEIJER, A., HUIJBREGTS, M. A. J., & REIJNDERS, L. (2005b). Human health damages due to indoor sources of organic compounds and radioactivity in life cycle impact assessment of dwellings - Part 2: Damage scores. *International Journal of Life Cycle Assessment, 10*(6), 383-392.

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE DE L'ÉNERGIE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA MER. (2008). *Observation et statistiques de l'environnement*. La pollution de l'air par les particules. Consulté le 18 Octobre 2010, tiré de http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/donnees-essentielles/air/pollution-de-l-air/la-pollution-de-l-air-par-les-particules.html.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP). (2002). *Liste des composés organiques volatils (COV)*. Consulté le 2010, October 7th, tiré de http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/cov/liste.htm.

MORIGUCHI, Y., KONDO, Y., & SHIMIZU, H.A. (1993). Analyzing the life cycle impact of cars: the case of CO2. *Ind. Environ., 16*(1-2), 42-45.

MUNSKGAARD, J., PEDERSEN, K.A., & WIER, M. (2001). Changing consumption patterns and CO2 reduction. *International Journal of Environment and Pollution, 15*(2), 146-158.

MURRAY, C., & LOPEZ, A. (1996). *The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020*. Boston.

NAZAROFF, W. W. (2008). Inhalation intake fraction of pollutants from episodic indoor emissions. *Building and Environment, 43*(3), 269-277.

NICAS, M, PLISKO, MJ, & SPENCER, JW. (2006). Estimating benzene exposure at a solvent parts washer. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 3*(5), 284-291.

NIOSH. (1983). *Criteria for a Recommended Standard: Occupational Exposure to Styrene*. Consulté le http://www.cdc.gov/niosh/pdfs/83-119j.pdf.

NORTH AMERICAN INDUSTRY CLASSIFICATION SYSTEM (NAICS). (2007, 23 Février 2010). *2007 NAICS*. NAICS- Drill Down Chart. Consulté le http://www.census.gov/eos/www/naics/.

ONTARIO MINISTRY OF ENVIRONMENT. (2008). *List of Volatile Organic Compounds (VOC)*. Consulté le 2010, October 7th, tiré de http://www.ene.gov.on.ca/envision/monitoring/VOC_List.htm.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. (2010). *STAN Input-output Leontief inverse*. OECD statistics. Consulté le 31 Aout 2010, tiré de http://stats.oecd.org/index.aspx.

POPE 3RD, C. A., THUN, M. J., NAMBOODIRI, M. M., DOCKERY, D. W., EVANS, J. S., SPEIZER, F. E., & HEATH JR, C. W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American journal of respiratory and critical care medicine, 151*(3), 669.

POPE, ARDEN, C., BURNETT, T., RICHARD, THUN, J., MICHAEL, CALLE, E., EUGENIA, KREWSKI, DANIEL, ITO, KAZUHIKO, THURSTON, & D., GEORGE. (2002). *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and Long-term exposure to fine particulate air pollution* (Vol. 287). Chicago, IL, ETATS-UNIS: American Medical Association.

POPE, C. A., EZZATI, M., & DOCKERY, D. W. (2009). Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *The New England journal of medicine, 360*(4), 376-386.

POTTING, J, & HAUSCHILD, M. (2005). *Background for spatial differentiation in LCA impact assessment- The EDIP2003 methodology*: Danish ministry of the environment.

POZZEBON, SILVANA. (2010). Les grandes catégories de risques en milieu de travail *Gérer la santé et la sécurité au travail*. Cours donné à HEC Montreal.

RESSOURCES HUMAINES ET DÉVELOPPEMENT DES COMPÉTENCES CANADA. (2010). *Indicateurs de mieux-être au Canada*. Consulté le 09 Juin 2010, tiré de http://www4.hrsdc.gc.ca/.3ndic.1t.4r@-fra.jsp?iid=19#M_1.

ROACH, SA. (1981). On the role of turbulent diffusion in ventilation. *Annals of Occupational Hygiene, 24*(1), 105.

ROSENBAUM, R. K., BACHMANN, T. M., GOLD, L. S., HUIJBREGTS, M. A. J., JOLLIET, O., JURASKE, R., KOEHLER, A., LARSEN, H. F., MACLEOD, M., MARGNI, 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. *International Journal of Life Cycle Assessment, 13*(7), 532-546.

ROSENBAUM, R. K., MARGNI, MANUELE, & JOLLIET, OLIVIER. (2007). A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment International, 33*(5), 624-634.

SCHMIDT, A., POULSEN, P. B., ANDREASEN, J., FLOEE, T., & POULSEN, K. E. (2004). The working environment in LCA. *A new Approach. Danish Environmental, 72*.

SIDDIQUI, A. R., LEE, K., BENNETT, D., YANG, X., BROWN, K. H., BHUTTA, Z. A., & GOLD, E. B. (2009). Indoor carbon monoxide and PM2.5 concentrations by cooking fuels in Pakistan. *Indoor air, 19*(1), 75-82.

SITE INTERNET. *Votre bureau est-il pollué?* (2010). Consulté le 9 juin 2010, tiré de http://www.e-sante.fr/pollution-bureau-pollue-NN_10791-100-6.htm.

SPENCER, JW, & PLISKO, MJ. (2007). A comparison study using a mathematical model and actual exposure monitoring for estimating solvent exposures during the disassembly of metal parts. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 4*(4), 253-259.

STATISTICS CANADA. (2003/2004). *The Input-Output Structure of the canadian economy*.

STOOP, P., GLASTRA, P., HIEMSTRA, Y., DE VRIES, L., & LEMBRECHTS, J. (1998). *Results of the Second Dutch National Survey on Radon in Dwellings*. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment.

SUH, S. (2004). *CEDA 3.0 User's guide*. Leiden, The Netherlands: CML, Leiden University.

SUH, S., & HUPPES, G. (2000). *Gearing input-output model to LCA−Part I: General framework for hybrid approach*. Leiden, The Netherlands: Center of Environmental Science, Leiden University.

SUH, S., & HUPPES, G. (2001). Paper presented at the 12th annual SETAC EUROPE meeting, Madrid, Espana.

SUH, S., & HUPPES, G. (2002). Missing inventory estimation tool using extended input-output analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment, 7*(3), 134-140.

SUH, SANGWON, LENZEN, MANFRED, TRELOAR, GRAHAM J., HONDO, HIROKI, HORVATH, ARPAD, HUPPES, GJALT, JOLLIET, OLIVIER, KLANN, UWE, KREWITT, WOLFRAM, MORIGUCHI, YUICHI, MUNKSGAARD, JESPER, & NORRIS, GREGORY. (2003). System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science & Technology, 38*(3), 657-664.

TOFFOLETTO, L, BULLE, C, GODIN, J, REID, C, & DESCHÊNES, L. (2007). LUCAS-A new LCIA method used for a Canadian-specific context. *International Journal of Life Cycle Assessment, 12*(2), 93.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (15 Octobre 2009). *Air Toxics Web Site: Formaldehyde*. Consulté le http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/formalde.html.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1997). *Exposure Factors Handbook*. Washington, D.C.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (2009). *Exposure Factors Handbook*: USEPA,.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (2010). *Volatile Organic Compounds Master List*. Building Assessment Survey and Evaluation Study. Consulté le 2010, October 7th, tiré de http://www.epa.gov/iaq/base/voc_master_list.html#100%%20Building%20Frequency%20of%20Detection.

UDO DE HAES, H. A., KREWITT, W., PENNINGTON, D. W., OLSEN, S. I., CRETTAZ, P., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., & HERTWICH, E. (2002). Life-cycle impact assessment: Striving towards best practice. *Towards best available practice in life cycle impact assessment. SETAC Europe Press, Brussels, Belgium*.

UNITED NATIONS POPULATION FUND (UNFPA). (2009). State of the world population.

UNITED NATIONS STATISTICS DIVISION. (1993). 1993 System of national accounts.

UNITED NATIONS STATISTICS DIVISION. (2010). *United Nations Statistics Division-Classification registry*. Consulté le 9 Mars 2010, tiré de http://unstats.un.org/unsd/cr/registry/regot.asp.

UNITED STATES DEPARTMENT OF LABOR. (2010). *Bureau of Labor Statistics*. Consulté le 14 Octobre 2010, tiré de http://www.bls.gov.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2009). National Ambient Air Quality Standards. Washington DC.

VAN ZELM, R., HUIJBREGTS, M. A. J., & VAN DE MEENT, D. (2009). USES-LCA 2.0: a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. *The international journal of life cycle assessment, 14*(3), 282-284.

WEGENER SLEESWIJK, ANNEKE, & HEIJUNGS, REINOUT. (2010). GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. *Science of the Total Environment, 408*(14), 2817-2832.

WEIDEMA, BO PEDERSEN, & WESNAES, MARIANNE SUHR. (1996). Data quality management for life cycle inventories--an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production, 4*(3-4), 167-174.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (2006). *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Bonn, Germany: European Centre for Environment and Health.

ZHANG, J.S., ZHU, J.P., SHAW, C.Y., PLETT, E., BODALAL, A., CHEN, Q., & YANG, X. (1999). *Models for predicting Volatile organic compounds (VOC) emissions from building materials*. Ottawa, Canada: CMEIAQ report 3.1, IRC/NRC.

ANNEXE 1: Données de USEtox utilisées dans le mémoire

Tableau A1.1: Fractions prises pour la voie d'exposition inhalation extraits de USEtox pour les substances étudiées dans l'article

	IF inhalation (kgintake/kgemitted)			
Emission compartment	Urban air	Continental air	Water	Soil
n-hexane	1,606E-05	3,963E-07	3,367E-07	3,888E-07
Trichloroethylene	2,434E-05	2,985E-06	2,764E-06	2,691E-06
1,2-dichloroethane	3,360E-05	1,139E-05	1,058E-05	9,079E-06
Dichloromethane	3,193E-05	9,818E-06	8,781E-06	8,432E-06
Benzene	2,084E-05	1,167E-06	7,765E-07	8,558E-07
Acetonitrile	2,520E-05	3,447E-06	2,528E-06	1,750E-06
Cumene	1,605E-05	3,962E-07	3,313E-07	2,949E-07
1,1,1-Trichloroethane	1,164E-04	9,409E-05	8,933E-05	8,656E-05
Cyclohexane	1,606E-05	3,963E-07	3,367E-07	3,683E-07
Tetrachloroethylene	2,946E-05	7,467E-06	6,883E-06	6,837E-06
2-Méthoxyethanol	1,146E-05	2,091E-07	5,069E-09	4,150E-08
Methanol	2,124E-05	1,517E-06	1,021E-07	2,375E-07
2-Ethoxyethanol	1,075E-05	1,795E-07	5,792E-09	4,018E-08
1,4-Dioxane	1,537E-05	3,689E-07	5,113E-08	1,122E-07
1,2,4-Trimethylbenzene	8,024E-06	9,472E-08	8,378E-08	7,241E-08
Chloroform	3,781E-05	1,559E-05	1,446E-05	1,339E-05
Tert-butyl alcohol	2,227E-05	1,804E-06	4,147E-07	4,752E-07
Ethylbenzene	1,605E-05	3,961E-07	3,331E-07	2,992E-07
Isopropyl alcohol	1,971E-05	9,342E-07	8,361E-08	1,562E-07
Styrene	5,324E-06	5,316E-08	4,166E-08	3,352E-08
Xylene	1,285E-05	2,224E-07	1,746E-07	1,640E-07
Toluene	1,605E-05	3,961E-07	3,352E-07	3,159E-07

Tableau A1.2: Fractions prises pour la voie d'exposition ingestion extraites de USEtox pour les substances étudiées dans l'article

	IF ingestion (kgintake/kgemitted)			
Emission compartment	Urban air	Continental air	Water	Soil
n-hexane	1,09E-10	1,20E-10	3,73E-06	1,33E-07
Trichloroethylene	2,27E-09	1,95E-09	3,23E-06	8,43E-07
1,2-dichloroethane	5,18E-08	4,92E-08	3,07E-06	1,08E-06
Dichloromethane	1,74E-08	1,65E-08	2,84E-06	6,72E-07
Benzene	1,41E-09	8,25E-10	2,02E-06	1,24E-07

Acetonitrile	4,76E-07	4,00E-07	4,82E-06	1,58E-06
Cumene	8,74E-10	4,34E-10	3,58E-06	6,71E-07
1,1,1-Trichloroethane	3,66E-08	3,63E-08	3,27E-06	1,18E-06
Cyclohexane	1,34E-10	6,32E-11	2,95E-06	1,72E-07
Tetrachloroethylene	4,75E-09	4,54E-09	3,64E-06	2,18E-06
2-Méthoxyethanol	1,28E-06	6,15E-07	1,15E-05	5,30E-06
Methanol	2,05E-07	1,39E-07	1,89E-06	3,59E-07
2-Ethoxyethanol	9,83E-07	4,06E-07	1,14E-05	5,16E-06
1,4-Dioxane	1,96E-07	8,67E-08	5,15E-06	2,10E-06
1,2,4-Trimethylbenzene	4,15E-10	1,74E-10	3,46E-06	1,37E-06
Chloroform	2,42E-08	2,33E-08	3,13E-06	1,06E-06
Tert-butyl alcohol	3,85E-07	2,81E-07	4,67E-06	1,13E-06
Ethylbenzene	8,34E-10	3,72E-10	3,02E-06	4,38E-07
Isopropyl alcohol	1,03E-07	6,14E-08	1,84E-06	3,48E-07
Styrene	4,35E-10	1,11E-10	2,74E-06	4,17E-07
Xylene	6,14E-10	2,20E-10	2,80E-06	4,41E-07
Toluene	9,51E-10	4,82E-10	3,16E-06	3,69E-07

Tableau A1.3: Facteurs d'effets pour les voies d'exposition inhalation et ingestion extraits de USEtox pour les substances étudiées dans l'article

	Human health effect factor [cases/kg_intake]			
	Inhalation		**Ingestion**	
	cancer	**non-cancer**	**cancer**	**non-cancer**
n-hexane	6,71E-05	8,96E-03	6,71E-05	8,96E-03
Trichloroethylene	1,71E-03	n/a	2,94E-03	n/a
1,2-dichloroethane	1,42E-02	n/a	1,42E-01	n/a
Dichloromethane	1,85E-03	2,17E-02	5,00E-51	2,17E-02
Benzene	4,61E-03	3,63E-03	3,16E-02	3,63E-03
Acetonitrile	5,00E-51	2,72E-03	n/a	2,72E-03
Cumene	n/a	7,52E-04	n/a	2,31E-03
1,1,1-Trichloroethane	5,00E-51	n/a	n/a	n/a
Cyclohexane	n/a	8,08E-04	n/a	8,08E-04
Tetrachloroethylene	8,47E-03	3,23E-02	2,17E-02	3,23E-02
2-Méthoxyethanol	n/a	1,92E-02	n/a	1,92E-02
Methanol	n/a	5,08E-04	n/a	5,08E-04
2-Ethoxyethanol	n/a	4,81E-03	n/a	4,81E-03
1,4-Dioxane	9,97E-03	n/a	9,97E-03	n/a
1,2,4-Trimethylbenzene	2,63E-04	n/a	2,63E-04	n/a
Chloroform	5,62E-03	3,25E-02	2,25E-02	3,25E-02
Tert-butyl alcohol	1,77E-02	n/a	1,77E-02	n/a

Ethylbenzene	2,35E-02	3,77E-04	2,63E-04	2,62E-03
Isopropyl alcohol	5,00E-51	n/a	n/a	n/a
Styrene	4,91E-02	9,62E-03	5,00E-51	4,57E-04
Xylene	3,68E-04	8,38E-03	3,68E-04	7,10E-04
Toluene	5,00E-51	5,50E-03	3,74E-04	1,14E-03

ANNEXE 2: Secteurs industriels étudiés

Tableau A2.1: Liste des secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés et leur correspondance selon la nomenclature BEA

ISIC manufacturing sector	BEA sector equivalent
Manufacturing of food products	Food and kindred products
Manufacture of textiles	Broad and narrow fabrics, yarn and thread mills; Miscellaneous textile goods and floor coverings; Miscellaneous fabricated textiles products
Manufacture of leather and related products	Footwear, leather and leather products
Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials	Lumber and wood products
Manufacture of paper and paper products	Paper and allied products, except containers ; Paperboard containers and boxes
Printing and reproduction of recorded media	Newspapers and periodicals; other printing and publishing
Manufacture of chemicals and chemical products	Industrial and other chemicals; Agricultural fertilizers and chemicals; cleaning and toilet preparations
Manufacture of basic pharmaceutical products and pharmaceutical preparations	Drugs
Manufacture of rubber and plastics products	Plastics and synthetic materials; Rubber and miscellaneous plastic products
Manufacture of other non-metallic mineral products	Glass and glass products; Stone and clay products
Manufacture of basic metals	Primary iron and steel manufacturing; Primary non ferrous metals manufacturing
Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment	Metal containers; Heating, plumbing, and fabricated structural metal products; other fabricated metal products
Manufacture of computer, electronic and optical products	Computer and office equipment; Audio, video and communication equipment; Electronic components and accessories
Manufacture of electrical equipment	Electric lighting and wiring equipment; Miscellaneous electrical machinery and supplies

Manufacture of machines and equipment	Farm, construction, and mining machinery; Materials handling machinery and equipment; Metalworking machinery and equipment; Special industry machinery and equipment; General industry machinery and equipment, miscellaneous machinery, except electrical
Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers	Motor vehicles; Truck and bus bodies, trailers, and motor vehicles parts
Manufacture of other transport equipment	Aircrafts and parts; Other transportation equipment
Manufacture of furniture	Furniture and fixtures

ANNEXE 3: Liste des substances étudiées

Tableau A3.1: Liste des substances étudiées dans le cadre de l'article

N-hexane	110-54-3
Trichloroéthylène	79-01-6
1.2-Dichloroéthane	107-06-2
Dichlorométhane	75-09-2
Benzène	71-43-2
Acétonitrile	75-05-8
Cumène	98-82-8
1.1.1-Trichloroéthane	71-55-6
Cyclohexane	110-82-7
Tetrachloroéthylène	127-18-4
2-Méthoxyéthanol	109-86-4
Méthanol	67-56-1
2-Ethoxyethanol	110-80-5
1.4-Dioxanne	123-91-1
1.2.4-Triméthylbenzène	95-63-6
Chloroforme	67-66-3
Alcool Tert-butylique	75-65-0
Ethylbenzene	100-41-4
Alcool Isopropylique	67-63-0
Styrene	100-42-5
Xylene	1330-20-7
Toluène	108-88-3

ANNEXE 4: Inventaire des quantités émises en COV pour les impacts extérieurs

Tableau A4.1: Quantités émises pour l'unité fonctionnelle d'une chaise selon les processus extraits de la base de données EcoInvent

Substance	Compartiment d'émission	Unité	Quantité émise
Acetaldehyde	Air	mg	45,63072711
Acetone	Air	mg	11,92404366
Acetonitrile	Air	µg	106,9064994
Acrolein	Air	µg	129,1585198
Aldehydes, unspecified	Air	mg	139,9390842
Benzaldehyde	Air	µg	65,20687591
Benzene	Air	mg	506,023055
Benzene, ethyl-	Air	mg	9,856221698
Butane	Air	mg	732,5818992
Butene	Air	mg	33,21586768
Chloroform	Air	µg	14,25108421
Cumene	Air	mg	43,58659531
Ethane	Air	g	2,307795288
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	Air	ng	106,8284273
Ethane, 1,2-dichloro-	Air	mg	87,52009212
Ethanol	Air	mg	14,73718683
Ethene	Air	mg	336,6342093
Ethene, chloro-	Air	mg	44,61357371
Ethene, tetrachloro-	Air	g	1,001791642
Ethylene oxide	Air	mg	78,88288606
Formaldehyde	Air	mg	264,740551
Furan	Air	µg	203,0358435
Heptane	Air	mg	76,9940424
Hexane	Air	mg	245,4111201
Isoprene	Air	µg	9,421679477
m-Xylene	Air	µg	741,6996265
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	Air	mg	2,172805825
Methane, dichloro-, HCC-30	Air	µg	97,46097148
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	Air	mg	3,378532746
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	Air	ng	1,452268903
Methane, monochloro-, R-40	Air	µg	2,903784268
Methane, tetrachloro-, CFC-10	Air	µg	64,15894182
Methane, tetrafluoro-, CFC-14	Air	mg	230,5689743
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	Air	ng	2,357680945

Methane, trifluoro-, HFC-23	Air	ng	462,085574
Methanol	Air	mg	84,17312523
Methyl ethyl ketone	Air	mg	6,790921217
Naphthalene	Air	µg	19,64383157
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	Air	g	53,18406874
Organic substances, unspecified	Air	mg	232,6688
Pentane	Air	g	28,48769882
Phenol	Air	mg	27,67845003
Propane	Air	g	1,079523976
Propene	Air	mg	106,9521705
Styrene	Air	mg	1,157167842
Toluene	Air	mg	174,0911042
VOC, volatile organic compounds	Air	mg	15,26229772
Xylene	Air	mg	219,4426161
Acetaldehyde	Eau	µg	44,99040412
Acetone	Eau	ng	295,5515389
Benzene	Eau	mg	187,6986835
Benzene, 1,4-dichloro-	Eau	µg	10,61455942
Benzene, chloro-	Eau	µg	219,1752133
Benzene, ethyl-	Eau	mg	8,282847476
Butene	Eau	mg	60,99261553
Butyl acetate	Eau	µg	32,03485843
Chloroform	Eau	ng	497,5330023
Cumene	Eau	mg	104,7378681
Ethane, 1,2-dichloro-	Eau	µg	338,6848366
Ethane, dichloro-	Eau	ng	293,5907291
Ethanol	Eau	µg	56,70103582
Ethene	Eau	mg	24,76154509
Ethene, chloro-	Eau	µg	20,42199974
Ethene, trichloro-	Eau	ng	50,25044044
Ethyl acetate	Eau	ng	3,869895374
Ethylene oxide	Eau	µg	4,829238467
Formaldehyde	Eau	mg	5,022112087
Glutaraldehyde	Eau	µg	345,3672842
m-Xylene	Eau	ng	895,9780083
Methane, dichloro-, HCC-30	Eau	mg	5,127128302
Methanol	Eau	mg	9,094653293
Methyl acrylate	Eau	µg	83,34439685
Methyl amine	Eau	ng	19,75911662
Methyl formate	Eau	ng	6,602537587
o-Xylene	Eau	ng	652,6374673
Organic substances, unspecified	Eau	mg	495,04
Phenol	Eau	mg	67,12559049
Propene	Eau	mg	122,9755586

Propylene oxide	Eau	mg	2,241606427
Toluene	Eau	mg	43,16561385
Triethylene glycol	Eau	mg	6,466589666
VOC, volatile organic compounds, unspecified origin	Eau	mg	129,3180877
Xylene	Eau	mg	35,11472409

ANNEXE 5: Méthodologie de calcul des impacts intérieurs au foyer

Protocole d'échantillonage des COV

Les données d'émission de la chaise ont été faits en laboratoire et suivent la norme ISO 16000-6 (Dosage des COV dans l'air intérieur des locaux et enceintes d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA®, désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant la spécrtométrie de masse). Selon cette norme, le calcul de la masse de COV dans un échantillon doit se faire comme suit :

1) Prise d'échantillon dans la pièce
2) Désorption thermique. Cette étape consiste à chauffer l'échantillon afin de volatiliser tous les gaz
3) Chomatographie en phase gazeuse. Cette étape permet de tracer un chromatogramme en séparant chaque substance chimique du mélange étudié. Un chromatogramme se présente comme une série de pics représentant chacun une substance chimique, comme montré à la figure suivante :
4) Spectrométrie de masse. Cette étape a pour but de pouvoir associer une substance à un pic du chromatogramme. Par la suite, à l'aide de la courbe de calibration spécifique à cette substance, il est possible de connaître la masse de substance présente dans l'échantillon.

   La courbe de calibration est une courbe faite à partir de points d'échantillonage et qui relie une surface de substance sur le chromatogramme à une masse de substance. Ces courbes sont habituellement tracées à partir de trois échantillons différents et suivent l'équation suivante :

A= b*m+c avec A l'aire sur le chromatogramme, m la masse de substance, b et c des constantes déterminés à l'aide des échantillons (Iso, 2004)

Néanmoins, cette étape de spectrométrie de masse n'est pas faisable pour toutes les substances car il dépend de l'existence de courbes de calibration pour les substances étudiées. C'est pourquoi, dans le cas des COV, la courbe de calibration du toluène est prise comme référence. En

conséquence, pour chaque substance dont la courbe de calibration sera inconnue, on calculera une masse émise de substance en unités de toluène équivalent, c'est à dire en unités de masse de toluène qui serait présente dans l'échantillon pour une certaine surface de substance « inconnue » présente sur l'échantillon. Cette méthode introduit nécessairement une erreur car il prend comme hypothèse que tous les COV réagissent de la même manière que le toluène. Néanmoins, à défaut d'informations plus précises, elle demeure la seule méthode pouvant être utilisée.

Calcul du niveau d'émission au foyer durant la durée de vie de la chaise.

Le tableau suivant résume les facteurs a et b reliés aux différentes substances qui ont été calculés:

Tableau A5.1: Facteurs a et b permettant l'extrapolation des taux d'émission fournies par les protocoles pour chaque type de substance

	Unité: microg/h			
Substance	Emission 3 jours	Emission 28 jours	a	b
TVOC	460	17	254216,80	1,48
VVOC	4	2	15,08	0,31
SVOC	4	2	15,08	0,31
Formaldéhyde	11	8,8	16,86	0,10
Autres	15	7,5	56,56	0,31

A partir de ces facteurs, la méthode suivante a été appliquée pour calculer la quantité émise sur la durée de vie de la chaise:

On a :

$$E_t = a \times t^{-b}$$

avec: E l'émission en µg/h et t le temps en h.

On peut calculer E_1 au bout d'une heure avec t=1.

Puis on pose un pas X de variations d'émission, posé à X=0,1µg/h.

On a donc à l'itération j+1:

$$E_{j+1} = E_j - X = a \times t_{j+1}^{-b}$$

$$t_{j+1}^{-b} = \frac{E_j - X}{a} = e^{-b \times \ln(t_{j+1})}$$

$$t_{j+1} = e^{-\frac{\ln(\frac{E_j - X}{a})}{b}}$$

Il est donc par conséquent possible d'obtenir la quantité émise pendant le temps durant lequel le taux d'émission a varié de X en considérant une émission constante, selon:

$$Emission = E_{j+1} \times (t_{j+1} - t_j)$$

Ceci est réalisé jusqu'à arriver à t=131400h, soit 15 ans.

Facteurs d'effets utilisés dans le cas de la caractérisation des impacts au foyer

Les substances présentes dans le tableau sont extraites d'une liste réalisée par USEPA inventoriant les COV se retrouvant le plus fréquemment dans les bureaux.

Tableau A5.2: Facteurs d'effets des COV rencontrés fréquemment au foyer

		cas/kg$_{pris}$	
Substance	Numéro CAS	EF cancer	EF non-cancer
Acetaldéhyde	75-07-0	0,007491581	0,038450676
Acetone	67-64-1	n/a	0,000282368
Benzene	71-43-2	0,014677104	0,0037165
Nonanal	124-19-6	n/a	n/a
Toluene	108-88-3	n/a	0,003636097
1,1,1- Trichloroethane	71-55-6	n/a	0,000107702
Chloromethane	74-87-3	n/a	0,008840404
Ethylbenzene	100-41-4	0,023584607	0,000385393
Formaldehyde	50-00-0	1,061307324	0,008471041
m-xylene	1330-20-7	0,000368557	0,008577459
n-decane	124-18-5	n/a	n/a
n-dodecane	112-40-3	n/a	n/a
n-undecane	1120-21-4	n/a	n/a
o-xylene	95-47-6	n/a	n/a
1,2,4-trimethylbenzene	95-63-6	0,000263497	n/a

d-limonene	5989-27-5	0,005618686	n/a
Hexanal	66-25-1	n/a	n/a
Phenol	108-95-2	n/a	0,003289763
Ethyl acetate	141-78-6	n/a	0,000282368
Tetrachloroethene	127-18-4	0,008503401	0,032279739
2,2,4-trimethyl-1,3-Pentanediol Diisobutyrate	6846-50-0	n/a	n/a
2-ethyl-1-hexanol	104-76-7	0,001214772	n/a
Nonane	111-84-2	n/a	n/a
Ethanol	64-17-5	0,000125819	n/a
2-propanol	67-63-0	n/a	n/a
2-butanone	78-93-3	n/a	3,02145E-05
Styrene	100-42-5	0,049193644	0,009838849
Octane	111-65-9	n/a	n/a
2-butoxyethanol	111-76-2	0,00119346	0,007922863
n-hexane	110-54-3	6,73537E-05	0,009164956
Pentanal	110-62-3	n/a	n/a
Dichlorodifluoromethane	75-71-8	n/a	0,008471041
4-ethyltoluene	622-96-8	n/a	n/a
Butyl acetate	123-86-4	n/a	n/a
a-pinene	80-56-8	n/a	n/a
2,2,4-Trimethyl-1, 3-Pentanediol monoisobutyratel	25265-77-4	n/a	n/a
1,3,5-trimethylbenzene	108-67-8	n/a	n/a
4-methyl-2-pentanone	108-10-1	n/a	0,000163022
1-butanol	71-36-3	n/a	0,00203305
naphtalene	91-20-3	0,051864792	0,071939975
methylene chloride	75-09-2	0,001855288	0,021720619
1,4-dichlorobenzene	106-46-7	0,007530688	0,002230139
trichlorofluoromethane	75-69-4	n/a	0,001456339
Moyenne géométrique		**4,07E-03**	**2,88E-03**

ANNEXE 6: Méthodologie de calcul des impacts intérieurs en milieu de travail

Tableau de valeurs de concentrations intérieures en COV en milieu de travail à l'usine Steelcase

Tableau A6.1: Concentrations (mg/m^3) mesurées dans différentes pièces de l'usine Steelcase de Sarrebourg

	2004	2005	2006	2007	2008	Moyenne géométrique 2004-2007
Carrousel mixte	187,4	154,9	94,6	309,8	15,4	170,8
Carrousel Let's B	231,3	151,1	230,3	58,3	20,39	147,2
Carrousel Hennecke	71,2	220,8	56,7	147,5	19,9	107,1
Nouveau carrousel	/	/	/	/	9,04	
Cabine 900424 (BFL)	105,5	37,4	100,4	14,6	7,07	49,0
Cabine 900249 (Diversité)	71	59,5	83,7	29,1	6,16	56,6
Cabine Panneaux petit diamètre	48,8	90		79,9	7,05	70,5
Cabine Panneaux gros diamètre	63,2	53,3		49,3	3,06	55,0
Moyenne géométrique totale					9,24	83,8

Facteurs d'effets utilisés dans le cas de la caractérisation des impacts des COV en milieu de travail

Le tableau suivant présente les facteurs d'effets pour le milieu de travail

Tableau A6.2: Facteurs d'effets des COV rencontrés fréquemment dans le secteur industriel de la fabrication des meubles

CAS	Substance	Facteur d'effet cancérigène	Facteur d'effet non-cancérigène
107982	Propylene glycol, monomethyl ether	n/a	0,00050839
71556	1,1,1-Trichloroethane	n/a	0,000107702
108383	m-xylene	n/a	n/a

108656	n/a	n/a	n/a
79016	trichloroethylene	0,001715886	n/a
106423	p-xylene	n/a	n/a
108214	ISOPROPYL ACETATE	n/a	n/a
108101	Methyl isobutyl ketone	n/a	0,000163022
111159	ETHOXYETHYLACETATE	n/a	n/a
110805	2-Ethoxyethanol	n/a	0,004919425
110827	cyclohexane	n/a	0,000826204
98828	iso-propylbenzene	n/a	0,000769014
123422	4-HYDROXY-4-METHYL-2-PENTANONE	n/a	n/a
108883	toluene	n/a	0,003636097
67641	Acetone	n/a	0,000282368
100414	ethylbenzene	0,023584607	0,000385393
141786	Ethyl acetate	n/a	0,000282368
78831	Isobutyl alcohol	n/a	0,000804213
110190	SEC-BUTYLACETATE	n/a	n/a
123864	butyl acetate	n/a	n/a
64175	Ethanol	0,000125819	n/a
78933	Methyl ethyl ketone	n/a	3,02145E-05
67630	Isopropanol	n/a	n/a
110543	n-hexane	6,73537E-05	0,009164956
75092	dichloromethane/methylenechloride (CH2Cl2)	0,001855288	0,021720619
95476	o-xylene	n/a	n/a
103651	n-propylbenzene	n/a	n/a
71432	benzene	0,014677104	0,0037165
100425	styrene	0,049193644	0,009838849
108872	methylcyclohexane	n/a	n/a
111659	n-octane	n/a	n/a
111762	Ethylene glycol, monobutyl ether	0,00119346	0,007922863
142825	N-HEPTANE	n/a	n/a
78922	sec-Butyl alcohol	n/a	n/a
50000	Formaldehyde	1,061307324	0,008471041
	Moyenne géométrique	**0,004370561**	**0,001222153**

ANNEXE 7: Calcul des scores d'impacts par euro de vente pour la France

Table de correspondance des secteurs de la nomenclature economique de synthèse et de la nomenclature internationale (ISIC)

Tableau A7.1: Table de correspondance entre la nomenclature économique de synthèse et la nomenclature internationale (ISIC)

GB01	Industrie des viandes	101	Processing and preserving of meat
GB02	Industrie du lait	105	Manufacture of dairy products
GB03	Industrie des boissons	11	Manufacture of beverages
GB04	Travail du grain ; fabrication d'aliments pour animaux	108	Manufacture of prepared animal feeds
		1061	Manufacture of grain mill products
		1062	Manufacture of starches and starch products
GB05	Industries alimentaires diverses	102	Processing and preserving of fish, crustaceans and molluscs
		103	Processing and preserving of fruit and vegetables
		104	Manufacture of vegetable and animal oils and fats
		1071	Manufacture of bakery products
		1072	Manufacture of sugar
		1073	Manufacture of cocoa, chocolate and sugar confectionery
		1074	Manufacture of macaroni, noodles, couscous and similar farinaceous products
		1075	Manufacture of prepared meals and dishes
		1079	Manufacture of other food products n.e.c.
GB06	Industrie du tabac	12	Manufacture of tobacco products
GC11	Industrie de l'habillement et des fourrures	14	Manufacture of wearing apparel
GC12	Industrie du cuir et de la chaussure	15	Manufacture of leather and related products
GC20	Edition, imprimerie, reproduction	18	Printing and reproduction of recorded media

GC31	Industrie pharmaceutique	21	Manufacture of basic pharmaceutical products and pharmaceutical preparations
GC32	Fabrication de savons, de parfums et de produits d'entretien	2023	Manufacture of soap and detergents, cleaning and polishing preparations, perfumes and toilet preparations
GC41	Fabrication de meubles	31	Manufacture of furniture
GC42	Bijouterie et fabrication d'instruments de musique	321	Manufacture of jewellery, bijouterie and related articles
		322	Manufacture of musical instruments
GC43	Fabrication d'articles de sport, de jeux et industries diverses	323	Manufacture of sports goods
		324	Manufacture of games and toys
GC44	Fabrication d'appareils domestiques	275	Manufacture of domestic appliances
GC45	Fabrication d'appareils de réception, d'enregistrement et de reproduction (son, image)	262	Manufacture of computers and peripheral equipment
		263	Manufacture of communication equipment
		264	Manufacture of consumer electronics
GC46	Fabrication de matériel optique et photographique, horlogerie	267	Manufacture of optical instruments and photographic equipment
		268	Manufacture of magnetic and optical media
		2652	Manufacture of watches and clocks
		2731	Manufacture of fibre optic cables
GD01	Construction automobile	291	Manufacture of motor vehicles
GD02	Fabrication d'équipements automobiles	292	Manufacture of bodies (coachwork) for motor vehicles; manufacture of trailers and semi-trailers
		293	Manufacture of parts and accessories for motor vehicles
GE11	Construction navale	301	Building of ships and boats
		304	Manufacture of military fighting vehicles
GE12	Construction de matériel ferroviaire roulant	302	Manufacture of railway locomotives and rolling stock
GE13	Construction aéronautique et spatiale	303	Manufacture of air and spacecraft and related machinery
GE14	Fabrication de cycles, motocycles, matériel de transport n.c.a.	309	Manufacture of transport equipment n.e.c.
GE21	Fabrication d'éléments en métal pour la construction	2511	Manufacture of structural metal products
		2599	Manufacture of other fabricated metal products n.e.c.

GE22	Chaudronnerie, fabrication de réservoirs métalliques et de chaudières	2512	Manufacture of tanks, reservoirs and containers of metal
		2513	Manufacture of steam generators, except central heating hot water boilers
GE24	Fabrication de machines d'usage général	281	Manufacture of general-purpose machinery
GE25	Fabrication de machines agricoles	2821	Manufacture of agricultural and forestry machinery
GE26	Fabrication de machines-outils	2822	Manufacture of metal-forming machinery and machine tools
GE27	Fabrication d'autres machines d'usage spécifique	2823	Manufacture of machinery for metallurgy
		2824	Manufacture of machinery for mining, quarrying and construction
		2825	Manufacture of machinery for food, beverage and tobacco processing
		2826	Manufacture of machinery for textile, apparel and leather production
		2829	Manufacture of other special-purpose machinery
GE28	Fabrication d'armes et de munitions	252	Manufacture of weapons and ammunition
GE34	Fabrication de matériel médicochirurgical et d'orthopédie	266	Manufacture of irradiation, electromedical and electrotherapeutic equipment
GE35	Fabrication de matériel de mesure et de contrôle	2651	Manufacture of measuring, testing, navigating and control equipment
Gf21	Filature et tissage	131	Spinning, weaving and finishing of textiles
GF22	Fabrication de produits textiles	1392	Manufacture of made-up textile articles, except apparel
		1393	Manufacture of carpets and rugs
		1394	Manufacture of cordage, rope, twine and netting
		1399	Manufacture of other textiles n.e.c.
GF23	Fabrication d'étoffes et d'articles à maille	1391	Manufacture of knitted and crocheted fabrics
GF31	Travail du bois et fabrication d'articles en bois	16	Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials
GF32	Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton	1701	Manufacture of pulp, paper and paperboard
GF33	Fabrication d'articles en papier ou en carton	1702	Manufacture of corrugated paper and paperboard and of containers of paper and

			paperboard
		1709	Manufacture of other articles of paper and paperboard
GF41	Industrie chimique minérale	23	Manufacture of other non-metallic mineral products
		2011	Manufacture of basic chemicals
		2012	Manufacture of fertilizers and nitrogen compounds
		2029	Manufacture of other chemical products n.e.c.
GF42	Industrie chimique organique	2013	Manufacture of plastics and synthetic rubber in primary forms
GF43	Parachimie	2021	Manufacture of pesticides and other agrochemical products
		2022	Manufacture of paints, varnishes and similar coatings, printing ink and mastics
GF44	Fabrication de fibres artificielles ou synthétiques	203	Manufacture of man-made fibres
GF45	Industrie du caoutchouc	221	Manufacture of rubber products
GF46	Transformation des matières plastiques	222	Manufacture of plastics products
GF51	Sidérurgie et première transformation de l'acier	241	Manufacture of basic iron and steel
		2431	Casting of iron and steel
GF52	Production de métaux non ferreux	242	Manufacture of basic precious and other non-ferrous metals
		2432	Casting of non-ferrous metals
GF54	Services industriels du travail des métaux	2591	Forging, pressing, stamping and roll-forming of metal; powder metallurgy
		2592	Treatment and coating of metals; machining
GF55	Fabrication de produits métalliques	2593	Manufacture of cutlery, hand tools and general hardware
GF61	Fabrication de matériel électrique	261	Manufacture of electronic components and boards
		271	Manufacture of electric motors, generators, transformers and electricity distribution and control apparatus
		272	Manufacture of batteries and accumulators
		273	Manufacture of wiring and wiring devices
		274	Manufacture of electric lighting equipment

		279	Manufacture of other electrical equipment
		2732	Manufacture of other electronic and electric wires and cables
		2733	Manufacture of wiring devices
GG14	Cokéfaction et industrie nucléaire	191	Manufacture of coke oven products
GG15	Raffinage de pétrole	192	Manufacture of refined petroleum products

Facteurs génériques W_j pour la France

Tableau A7.2: Facteur Wj en personne×h/€ par secteur industriel en France selon la nomenclature économique de synthèse

Industrie	Nombre d'employés en 2007	Total des ventes (10^6€)	fraction de travailleurs de la production	Heures travaillées hebdomadaires (h)	Wj (personne×h/€)
Industrie des viandes	138 967	29 724	0,846	36,876	7,58E-03
Industrie du lait	56 270	22 432	0,655	36,776	3,14E-03
Industrie des boissons	41 307	16 400	0,747	35,802	3,50E-03
Travail du grain ; fabrication d'aliments pour animaux	33 120	15 285	0,888	38,798	3,88E-03
Industries alimentaires diverses	283 408	43 484	0,592	38,672	7,76E-03
Industrie du tabac	2 711	810	1,000	34,176	5,95E-03
Industrie de l'habillement et des	49 083	9 266	0,576	36,353	5,77E-03

fourrures					
Industrie du cuir et de la chaussure	29 222	3 347	0,838	37,539	1,43E-02
Edition, imprimerie, reproduction	181 830	30 425	0,573	36,700	6,53E-03
Industrie pharmaceutique	101 378	38 410	0,698	36,922	3,54E-03
Fabrication de savons, de parfums et de produits d'entretien	49 523	16 899	0,668	36,299	3,70E-03
Fabrication de meubles	85 509	13 012	0,653	36,823	8,22E-03
Bijouterie et fabrication d'instruments de musique	13 237	1 813	0,576	34,021	7,45E-03
Fabrication d'articles de sport, de jeux et industries diverses	23 480	4 125	0,843	39,201	9,78E-03
Fabrication d'appareils domestiques	14 719	2 898	0,715	36,103	6,82E-03
Fabrication d'appareils de	7 200	1 431	0,931	34,792	8,48E-03

réception, d'enregistrement et de reproduction (son, image)					
Fabrication de matériel optique et photographique, horlogerie	18 849	2 021	0,669	37,483	1,22E-02
Construction automobile	180 421	67 310	0,789	36,737	4,04E-03
Fabrication d'équipements automobiles	89 414	27 662	0,737	36,888	4,57E-03
Construction navale	33 157	5 204	0,857	36,351	1,03E-02
Construction de matériel ferroviaire roulant	10 355	4 047	0,366	36,124	1,76E-03
Construction aéronautique et spatiale	91 974	48 820	0,620	37,063	2,25E-03
Fabrication de cycles, motocycles, matériel de transport n.c.a.	5 675	1 112	0,898	33,516	7,99E-03
Fabrication d'éléments en métal	56 367	10 370	0,779	37,329	8,22E-03

pour la construction					
Chaudronnerie, fabrication de réservoirs métalliques et de chaudières	78 031	11 058	0,267	37,907	3,72E-03
Fabrication d'équipements mécaniques	61 656	14 456	0,879	37,459	7,31E-03
Fabrication de machines d'usage général	105 351	22 700	0,745	37,691	6,78E-03
Fabrication de machines agricoles	28 655	5 377	0,497	39,158	5,40E-03
Fabrication de machines-outils	13 611	2 165	0,944	39,204	1,21E-02
Fabrication d'autres machines d'usage spécifique	56 227	12 585	0,734	37,071	6,32E-03
Fabrication d'armes et de munitions	16 546	2 910	0,629	35,398	6,58E-03
Fabrication de machines de bureau et de matériel informatique	19 251	2 231	0,350	36,058	5,66E-03

Fabrication de moteurs, génératrices et transformateurs électriques	27 695	6 533	0,367	36,605	2,96E-03
Fabrication d'appareils d'émission et de transmission	37 910	9 100	0,500	37,316	4,04E-03
Fabrication de matériel médicochirurgical et d'orthopédie	45 770	6 307	0,254	37,381	3,59E-03
Fabrication de matériel de mesure et de contrôle	81 102	14 266	0,618	36,962	6,76E-03
Extraction de minerais métalliques	83	26	0,698	36,058	4,18E-03
Autres industries extractives	26 504	5 967	0,903	38,830	8,10E-03
Fabrication de verre et d'articles en verre	42 728	6 883	0,413	35,821	4,78E-03
Fabrication de produits céramiques et de matériaux de construction	86 633	20 486	0,561	37,474	4,62E-03

Filature et tissage	24 144	4 542	0,845	34,779	8,12E-03
Fabrication de produits textiles	36 328	5 274	0,951	36,820	1,25E-02
Fabrication d'étoffes et d'articles à maille	10 283	1 583	0,377	37,446	4,76E-03
Travail du bois et fabrication d'articles en bois	85 484	12 810	0,763	36,952	9,78E-03
Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton	22 146	8 697	0,779	36,744	3,79E-03
Fabrication d'articles en papier ou en carton	51 205	10 994	0,559	37,744	5,11E-03
Industrie chimique minérale	21 434	6 029	0,809	37,679	5,64E-03
Industrie chimique organique	33 118	25 262	0,881	36,677	2,20E-03
Parachimie	44 328	14 457	0,563	36,984	3,32E-03
Fabrication de fibres artificielles ou synthétiques	1 859	346	1,000	37,199	1,04E-02
Industrie du caoutchouc	56 819	9 938	0,695	37,531	7,75E-03

Transformation des matières plastiques	151 993	26 340	0,551	37,575	6,22E-03
Sidérurgie et première transformation de l'acier	54 967	27 647	0,699	39,010	2,82E-03
Production de métaux non ferreux	18 958	11 773	0,480	36,602	1,47E-03
Fonderie	32 866	5 696	0,781	37,027	8,68E-03
Services industriels du travail des métaux	183 247	31 539	0,772	37,776	8,81E-03
Fabrication de produits métalliques	83 663	13 816	0,625	38,296	7,53E-03
Récupération	31 522	6 982	0,914	41,596	8,93E-03
Fabrication de matériel électrique	114 759	23 370	0,672	38,095	6,53E-03
Fabrication de composants électroniques	61 106	9 979	0,844	36,149	9,71E-03
Extraction de houille, de lignite et de tourbe	1 894	46	0,000	35,758	0,00E+00
Extraction d'hydrocarbures ;	533	811	1,000	27,865	9,52E-04

services annexes					
Extraction de minerais d'uranium	20	0	0,667	6,460	#DIV/0!
Cokéfaction et industrie nucléaire	12 752	5 010	0,110	36,296	5,27E-04
Raffinage de pétrole	11 994	52 610	0,974	35,309	4,08E-04

Scores d'impacts cancer et non-cancer par euro pour la France

Les scores d'impact pour des effets cancérigènes et non-cancérigènes ont été calculés pour le cas de la France. Dans les tableaux qui suivent une valeur "0" signifie que la substance n'est pas considérée présente dans le secteur car aucun relevé de concentration n'a été inventorié. Pour certaines substances, toutes les cases sont posées à "n/a". Cela signifie que le facteur d'effets de la substance n'est pas disponible.

Tableau A7.3: Secteurs industriels de la nomenclature économique de synthèse et leur code associé

B01	Industrie des viandes
B02	Industrie du lait
B03	Industrie des boissons
B04	Travail du grain ; fabrication d'aliments pour animaux
B05	Industries alimentaires diverses
B06	Industrie du tabac
C11	Industrie de l'habillement et des fourrures
C12	Industrie du cuir et de la chaussure
C20	Edition, imprimerie, reproduction
C31	Industrie pharmaceutique
C32	Fabrication de savons, de parfums et de produits d'entretien
C41	Fabrication de meubles
C42	Bijouterie et fabrication d'instruments de musique
C43	Fabrication d'articles de sport, de jeux et industries diverses

C44	Fabrication d'appareils domestiques
C45	Fabrication d'appareils de réception, d'enregistrement et de reproduction (son, image)
C46	Fabrication de matériel optique et photographique, horlogerie
D01	Construction automobile
D02	Fabrication d'équipements automobiles
E11	Construction navale
E12	Construction de matériel ferroviaire roulant
E13	Construction aéronautique et spatiale
E14	Fabrication de cycles, motocycles, matériel de transport n.c.a.
E21	Fabrication d'éléments en métal pour la construction
E22	Chaudronnerie, fabrication de réservoirs métalliques et de chaudières
E23	Fabrication d'équipements mécaniques
E24	Fabrication de machines d'usage général
E25	Fabrication de machines agricoles
E26	Fabrication de machines-outils
E27	Fabrication d'autres machines d'usage spécifique
E28	Fabrication d'armes et de munitions
E31	Fabrication de machines de bureau et de matériel informatique
E32	Fabrication de moteurs, génératrices et transformateurs électriques
E33	Fabrication d'appareils d'émission et de transmission
E34	Fabrication de matériel médicochirurgical et d'orthopédie
E35	Fabrication de matériel de mesure et de contrôle
F11	Extraction de minerais métalliques
F12	Autres industries extractives
F13	Fabrication de verre et d'articles en verre
F14	Fabrication de produits céramiques et de matériaux de construction
F21	Filature et tissage
F22	Fabrication de produits textiles
F23	Fabrication d'étoffes et d'articles à maille
F31	Travail du bois et fabrication d'articles en bois
F32	Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton
F33	Fabrication d'articles en papier ou en carton
F41	Industrie chimique minérale
F42	Industrie chimique organique
F43	Parachimie
F44	Fabrication de fibres artificielles ou synthétiques
F45	Industrie du caoutchouc
F46	Transformation des matières plastiques
F51	Sidérurgie et première transformation de l'acier
F52	Production de métaux non ferreux
F53	Fonderie
F54	Services industriels du travail des métaux
F55	Fabrication de produits métalliques
F56	Récupération
F61	Fabrication de matériel électrique

F62	Fabrication de composants électroniques
G11	Extraction de houille, de lignite et de tourbe
G12	Extraction d'hydrocarbures ; services annexes
G13	Extraction de minerais d'uranium
G14	Cokéfaction et industrie nucléaire
G15	Raffinage de pétrole

Tableau A7.4: Scores d'impact en DALY/$ des émissions intérieures en milieu de travail en France selon la nomenclature économique de synthèse (effets cancérigènes)

	N-hexane	Trichloroéthylène	1-Méthoxypropane-2-ol	1,2-Dichloroéthane	Dichlorométhane
B01	6,59E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B02	5,10E-09	2,44E-07	n/a	0,00E+00	3,24E-07
B03	8,48E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B04	4,61E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B05	4,90E-10	2,20E-07	n/a	0,00E+00	9,76E-08
B06	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	4,95E-07
C11	0,00E+00	2,15E-07	n/a	0,00E+00	2,85E-07
C12	1,60E-09	3,12E-07	n/a	0,00E+00	1,68E-07
C20	6,96E-10	7,95E-08	n/a	0,00E+00	1,05E-07
C31	3,94E-09	2,60E-07	n/a	8,93E-07	3,45E-07
C32	1,47E-10	9,49E-08	n/a	0,00E+00	4,70E-07
C41	5,75E-10	5,85E-07	n/a	0,00E+00	4,10E-07
C42	3,27E-10	2,06E-07	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C43	4,78E-10	1,51E-07	n/a	0,00E+00	5,99E-08
C44	8,11E-10	3,58E-07	n/a	0,00E+00	1,14E-07
C45	7,04E-10	1,40E-07	n/a	0,00E+00	3,42E-07
C46	0,00E+00	3,70E-08	n/a	0,00E+00	0,00E+00
D01	2,10E-10	1,38E-07	n/a	0,00E+00	0,00E+00
D02	1,96E-10	1,29E-07	n/a	0,00E+00	8,72E-07
E11	3,62E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00	8,51E-08
E12	3,09E-10	2,72E-07	n/a	0,00E+00	6,56E-08
E13	5,24E-10	4,40E-07	n/a	0,00E+00	1,11E-07
E14	7,59E-10	6,67E-07	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E21	1,35E-09	1,02E-06	n/a	0,00E+00	2,76E-07
E22	0,00E+00	1,53E-07	n/a	0,00E+00	7,49E-08
E24	1,41E-09	1,78E-07	n/a	0,00E+00	1,88E-07
E25	9,38E-10	1,26E-07	n/a	0,00E+00	2,01E-07
E26	1,78E-09	2,40E-07	n/a	0,00E+00	3,81E-07

E27	5,54E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00	1,18E-07
E28	0,00E+00	7,22E-07	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E34	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E35	7,02E-10	6,85E-08	n/a	0,00E+00	3,41E-07
F21	9,59E-10	6,39E-07	n/a	0,00E+00	1,25E-06
F22	8,09E-10	1,36E-06	n/a	0,00E+00	1,13E-06
F23	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F31	1,43E-08	2,84E-07	n/a	0,00E+00	3,77E-07
F32	0,00E+00	2,90E-07	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F33	6,34E-10	2,08E-07	n/a	0,00E+00	2,77E-07
F41	4,19E-10	1,15E-07	n/a	2,59E-07	5,21E-07
F42	0,00E+00	1,39E-07	n/a	0,00E+00	1,58E-06
F43	1,24E-10	4,00E-08	n/a	0,00E+00	1,05E-07
F44	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F45	8,44E-10	5,95E-07	n/a	0,00E+00	9,29E-07
F46	3,26E-10	1,91E-07	n/a	7,05E-07	2,68E-07
F51	3,96E-10	1,49E-07	n/a	0,00E+00	1,42E-07
F52	5,45E-10	1,02E-07	n/a	0,00E+00	4,87E-08
F54	6,71E-10	7,67E-07	n/a	0,00E+00	4,20E-07
F55	1,08E-09	9,13E-07	n/a	0,00E+00	2,08E-07
F61	4,76E-10	3,36E-07	n/a	1,07E-07	1,13E-07
G14	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
G15	1,11E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00

	4-Méthylpentane-2-one	Cyclohexanone	Ethanol	2-Méthylpropane-1-ol	Alcool butylique
B01	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
B02	n/a	n/a	1,21E-08	n/a	n/a
B03	n/a	n/a	1,38E-08	n/a	n/a
B04	n/a	n/a	1,09E-08	n/a	n/a
B05	n/a	n/a	6,06E-09	n/a	n/a
B06	n/a	n/a	1,84E-08	n/a	n/a
C11	n/a	n/a	1,06E-08	n/a	n/a
C12	n/a	n/a	1,54E-08	n/a	n/a
C20	n/a	n/a	6,73E-09	n/a	n/a
C31	n/a	n/a	6,83E-09	n/a	n/a
C32	n/a	n/a	1,37E-07	n/a	n/a
C41	n/a	n/a	3,35E-09	n/a	n/a
C42	n/a	n/a	1,51E-08	n/a	n/a
C43	n/a	n/a	1,10E-08	n/a	n/a
C44	n/a	n/a	5,65E-09	n/a	n/a
C45	n/a	n/a	1,30E-09	n/a	n/a
C46	n/a	n/a	1,65E-09	n/a	n/a
D01	n/a	n/a	1,45E-08	n/a	n/a

D02	n/a	n/a	1,36E-08	n/a	n/a
E11	n/a	n/a	4,35E-09	n/a	n/a
E12	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
E13	n/a	n/a	2,22E-09	n/a	n/a
E14	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
E21	n/a	n/a	4,05E-09	n/a	n/a
E22	n/a	n/a	7,78E-10	n/a	n/a
E24	n/a	n/a	1,37E-08	n/a	n/a
E25	n/a	n/a	9,16E-09	n/a	n/a
E26	n/a	n/a	1,74E-08	n/a	n/a
E27	n/a	n/a	8,12E-09	n/a	n/a
E28	n/a	n/a	3,66E-09	n/a	n/a
E34	n/a	n/a	8,53E-10	n/a	n/a
E35	n/a	n/a	2,08E-09	n/a	n/a
F21	n/a	n/a	1,56E-08	n/a	n/a
F22	n/a	n/a	4,38E-09	n/a	n/a
F23	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
F31	n/a	n/a	1,32E-08	n/a	n/a
F32	n/a	n/a	4,54E-08	n/a	n/a
F33	n/a	n/a	4,56E-08	n/a	n/a
F41	n/a	n/a	1,60E-08	n/a	n/a
F42	n/a	n/a	2,94E-08	n/a	n/a
F43	n/a	n/a	4,03E-09	n/a	n/a
F44	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
F45	n/a	n/a	6,47E-09	n/a	n/a
F46	n/a	n/a	2,61E-08	n/a	n/a
F51	n/a	n/a	1,18E-07	n/a	n/a
F52	n/a	n/a	8,09E-08	n/a	n/a
F54	n/a	n/a	3,39E-09	n/a	n/a
F55	n/a	n/a	2,76E-09	n/a	n/a
F61	n/a	n/a	4,11E-09	n/a	n/a
G14	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a
G15	n/a	n/a	0,00E+00	n/a	n/a

	Alcool furfurylique	Benzène	Acétonitrile	Cumène	1,1,1-Trichloroéthane
B01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B03	0,00E+00	1,78E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B05	0,00E+00	1,57E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
C11	0,00E+00	1,38E-09	0,00E+00	n/a	6,28E-55
C12	0,00E+00	2,00E-09	0,00E+00	n/a	9,13E-55
C20	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,68E-55

C31	0,00E+00	0,00E+00	1,01E-55	n/a	0,00E+00
C32	0,00E+00	9,57E-09	1,39E-55	n/a	7,28E-55
C41	0,00E+00	1,56E-09	0,00E+00	n/a	1,57E-54
C42	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
C43	0,00E+00	2,01E-09	0,00E+00	n/a	1,12E-54
C44	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,16E-54
C45	0,00E+00	3,70E-09	9,00E-56	n/a	1,69E-54
C46	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	6,67E-55
D01	0,00E+00	0,00E+00	1,14E-55	n/a	8,76E-55
D02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	7,80E-55
E11	0,00E+00	3,41E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00
E12	0,00E+00	2,91E-09	0,00E+00	n/a	4,18E-55
E13	7,52E-07	2,32E-08	0,00E+00	n/a	5,17E-55
E14	0,00E+00	7,15E-09	0,00E+00	n/a	1,03E-54
E21	0,00E+00	0,00E+00	5,65E-56	n/a	4,74E-54
E22	1,62E-07	0,00E+00	0,00E+00	n/a	9,87E-56
E24	9,04E-07	0,00E+00	1,08E-55	n/a	1,05E-54
E25	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,00E-54
E26	1,15E-06	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,91E-54
E27	0,00E+00	0,00E+00	4,26E-56	n/a	5,91E-55
E28	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	4,65E-55
E34	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
E35	0,00E+00	1,62E-08	0,00E+00	n/a	2,47E-54
F21	0,00E+00	2,02E-09	0,00E+00	n/a	2,48E-54
F22	0,00E+00	1,13E-09	0,00E+00	n/a	1,55E-54
F23	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
F31	0,00E+00	1,82E-09	0,00E+00	n/a	8,31E-55
F32	0,00E+00	1,86E-09	1,13E-55	n/a	0,00E+00
F33	0,00E+00	1,33E-09	0,00E+00	n/a	6,10E-55
F41	2,45E-07	2,50E-07	5,23E-56	n/a	6,62E-55
F42	0,00E+00	4,63E-08	0,00E+00	n/a	0,00E+00
F43	3,41E-07	2,24E-10	5,87E-56	n/a	3,07E-55
F44	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
F45	0,00E+00	0,00E+00	1,01E-55	n/a	2,98E-55
F46	6,68E-07	0,00E+00	7,99E-56	n/a	2,53E-55
F51	3,88E-07	0,00E+00	5,06E-56	n/a	7,62E-55
F52	2,66E-07	0,00E+00	3,48E-56	n/a	2,62E-55
F54	0,00E+00	0,00E+00	1,12E-55	n/a	6,81E-55
F55	0,00E+00	0,00E+00	9,05E-56	n/a	5,51E-55
F61	0,00E+00	2,00E-09	2,43E-56	n/a	9,94E-55
G14	0,00E+00	2,62E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00
G15	0,00E+00	2,32E-09	0,00E+00	n/a	0,00E+00

	Cyclohexane	Tetrachloroéthylène	2-Butoxyethanol	2-Méthoxyéthanol	Méthanol

B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B03	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B04	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B05	n/a	9,25E-08	1,28E-09	n/a	n/a
B06	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
C11	n/a	8,11E-07	0,00E+00	n/a	n/a
C12	n/a	1,18E-06	1,63E-08	n/a	n/a
C20	n/a	3,13E-06	8,81E-09	n/a	n/a
C31	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
C32	n/a	9,40E-07	1,04E-08	n/a	n/a
C41	n/a	9,18E-07	1,27E-08	n/a	n/a
C42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
C43	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
C44	n/a	1,01E-06	0,00E+00	n/a	n/a
C45	n/a	4,37E-07	1,21E-08	n/a	n/a
C46	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
D01	n/a	0,00E+00	1,54E-08	n/a	n/a
D02	n/a	3,63E-07	1,44E-08	n/a	n/a
E11	n/a	8,37E-07	8,35E-09	n/a	n/a
E12	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
E13	n/a	1,21E-06	1,21E-08	n/a	n/a
E14	n/a	1,76E-06	0,00E+00	n/a	n/a
E21	n/a	2,86E-06	7,19E-09	n/a	n/a
E22	n/a	2,50E-07	0,00E+00	n/a	n/a
E24	n/a	1,05E-06	3,58E-08	n/a	n/a
E25	n/a	6,99E-07	2,39E-08	n/a	n/a
E26	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
E27	n/a	4,13E-07	0,00E+00	n/a	n/a
E28	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
E34	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
E35	n/a	8,70E-07	0,00E+00	n/a	n/a
F21	n/a	1,19E-06	0,00E+00	n/a	n/a
F22	n/a	6,69E-07	0,00E+00	n/a	n/a
F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
F31	n/a	0,00E+00	1,49E-08	n/a	n/a
F32	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
F33	n/a	7,86E-07	1,09E-08	n/a	n/a
F41	n/a	5,69E-07	1,05E-08	n/a	n/a
F42	n/a	1,24E-06	0,00E+00	n/a	n/a
F43	n/a	3,96E-07	4,39E-09	n/a	n/a
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
F45	n/a	8,15E-07	1,05E-08	n/a	n/a
F46	n/a	4,00E-07	8,37E-09	n/a	n/a
F51	n/a	9,83E-07	1,86E-09	n/a	n/a

F52	n/a	6,75E-07	1,28E-09	n/a	n/a
F54	n/a	1,23E-06	5,94E-09	n/a	n/a
F55	n/a	1,18E-06	6,92E-09	n/a	n/a
F61	n/a	7,08E-07	1,19E-08	n/a	n/a
G14	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
G15	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a

	2-Ethoxyethanol	1,4-Dioxanne	1,2,4-Triméthylbenzène	Isophorone	Chloroforme
B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
B02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,44E-07
B03	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
B04	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,10E-07
B05	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,45E-08
B06	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C11	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C12	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C20	n/a	1,58E-07	9,45E-09	4,95E-09	2,14E-07
C31	n/a	1,92E-07	0,00E+00	0,00E+00	1,64E-06
C32	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,81E-07
C41	n/a	1,80E-07	4,18E-09	0,00E+00	0,00E+00
C42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C43	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C45	n/a	0,00E+00	0,00E+00	1,47E-09	0,00E+00
C46	n/a	4,60E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
D01	n/a	0,00E+00	5,04E-09	0,00E+00	0,00E+00
D02	n/a	0,00E+00	2,36E-09	0,00E+00	0,00E+00
E11	n/a	0,00E+00	0,00E+00	2,03E-09	0,00E+00
E12	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E13	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E14	n/a	0,00E+00	5,74E-09	0,00E+00	0,00E+00
E21	n/a	1,07E-07	1,38E-09	1,78E-09	0,00E+00
E22	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E24	n/a	2,05E-07	4,77E-09	0,00E+00	0,00E+00
E25	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E26	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E27	n/a	0,00E+00	9,39E-10	0,00E+00	0,00E+00
E28	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E34	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E35	n/a	0,00E+00	3,95E-09	0,00E+00	0,00E+00
F21	n/a	2,32E-07	5,40E-09	0,00E+00	0,00E+00
F22	n/a	6,54E-08	0,00E+00	0,00E+00	8,87E-08
F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F31	n/a	0,00E+00	4,88E-09	0,00E+00	0,00E+00

F32	n/a	2,14E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F33	n/a	7,69E-08	3,58E-09	1,32E-09	0,00E+00
F41	n/a	5,57E-08	1,29E-09	9,56E-10	9,53E-08
F42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F43	n/a	0,00E+00	3,84E-09	1,33E-09	1,18E-07
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F45	n/a	1,91E-07	0,00E+00	3,28E-09	0,00E+00
F46	n/a	1,52E-07	3,53E-09	2,61E-09	2,06E-07
F51	n/a	1,92E-07	2,23E-09	1,25E-09	0,00E+00
F52	n/a	0,00E+00	0,00E+00	4,31E-10	0,00E+00
F54	n/a	0,00E+00	6,48E-10	1,32E-09	0,00E+00
F55	n/a	1,72E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F61	n/a	0,00E+00	5,37E-10	7,94E-10	3,13E-08
G14	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
G15	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

	1-Méthyl-2-Pyrrolidone	Diméthylformamide	Oxyde de diéthyle	Alcool Tert-butylique	Ethylbenzène
B01	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B02	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,36E-07	0,00E+00
B03	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B04	0,00E+00	8,84E-56	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B05	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B06	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C11	0,00E+00	1,72E-55	n/a	0,00E+00	3,30E-07
C12	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	4,79E-07
C20	5,19E-56	1,71E-55	n/a	0,00E+00	2,12E-07
C31	0,00E+00	2,08E-55	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C32	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	1,44E-06
C41	0,00E+00	1,95E-55	n/a	2,35E-07	5,28E-07
C42	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	1,60E-07
C43	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,34E-07
C44	6,47E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	3,34E-07
C45	2,81E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	1,69E-07
C46	0,00E+00	0,00E+00	n/a	6,02E-08	0,00E+00
D01	7,15E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	5,60E-07
D02	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	8,03E-07
E11	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,85E-07
E12	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,21E-07
E13	0,00E+00	1,85E-55	n/a	2,24E-07	3,75E-07
E14	8,14E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	5,43E-07
E21	0,00E+00	1,16E-55	n/a	0,00E+00	1,15E-06
E22	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	3,54E-07
E24	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,69E-07	2,00E-07

E25	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	1,33E-07
E26	0,00E+00	0,00E+00	n/a	3,40E-07	2,53E-07
E27	0,00E+00	4,38E-56	n/a	5,29E-08	1,57E-07
E28	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,65E-07
E34	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E35	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,23E-07	1,71E-07
F21	0,00E+00	6,62E-55	n/a	3,04E-07	4,84E-07
F22	0,00E+00	2,18E-55	n/a	8,57E-08	1,36E-07
F23	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F31	0,00E+00	2,28E-55	n/a	2,75E-07	3,99E-07
F32	0,00E+00	2,32E-55	n/a	0,00E+00	4,46E-07
F33	2,53E-56	8,34E-56	n/a	0,00E+00	3,20E-07
F41	4,90E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	5,70E-07
F42	1,39E-55	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,29E-07
F43	4,27E-56	0,00E+00	n/a	1,01E-07	1,21E-06
F44	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F45	0,00E+00	2,07E-55	n/a	2,50E-07	4,91E-07
F46	4,99E-56	1,65E-55	n/a	1,99E-07	7,61E-08
F51	0,00E+00	2,09E-55	n/a	1,26E-07	3,43E-07
F52	0,00E+00	7,17E-56	n/a	0,00E+00	1,67E-07
F54	6,99E-56	1,15E-55	n/a	0,00E+00	3,29E-07
F55	5,66E-56	0,00E+00	n/a	0,00E+00	2,64E-07
F61	1,52E-56	0,00E+00	n/a	9,08E-08	3,12E-07
G14	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
G15	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	5,57E-07

	Alcool Isopropylique	Styrene	Xylene	Acétate d'éthyle	Acétone
B01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B02	4,55E-55	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B03	5,20E-55	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
B05	1,37E-55	0,00E+00	2,58E-09	n/a	n/a
B06	6,95E-55	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
C11	4,01E-55	0,00E+00	1,13E-08	n/a	n/a
C12	8,95E-55	3,84E-05	1,36E-08	n/a	n/a
C20	1,09E-54	2,62E-05	9,88E-09	n/a	n/a
C31	4,85E-55	0,00E+00	1,37E-08	n/a	n/a
C32	5,23E-55	1,39E-05	5,70E-08	n/a	n/a
C41	2,54E-55	2,99E-05	2,18E-08	n/a	n/a
C42	0,00E+00	0,00E+00	1,42E-08	n/a	n/a
C43	9,36E-55	1,82E-05	2,08E-08	n/a	n/a
C44	1,58E-55	9,41E-06	1,04E-08	n/a	n/a
C45	8,70E-56	2,84E-05	6,69E-09	n/a	n/a
C46	7,42E-56	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a

D01	5,48E-55	4,13E-05	7,96E-09	n/a	n/a
D02	2,56E-55	5,24E-05	2,49E-08	n/a	n/a
E11	5,01E-55	3,84E-05	4,05E-09	n/a	n/a
E12	4,28E-55	3,22E-05	3,09E-09	n/a	n/a
E13	7,25E-55	5,46E-05	3,74E-09	n/a	n/a
E14	1,05E-54	0,00E+00	7,58E-09	n/a	n/a
E21	1,44E-55	2,51E-05	4,08E-08	n/a	n/a
E22	2,25E-56	5,05E-06	8,85E-09	n/a	n/a
E24	5,18E-55	3,07E-05	6,34E-09	n/a	n/a
E25	3,46E-55	1,32E-05	2,19E-08	n/a	n/a
E26	0,00E+00	3,35E-05	1,56E-08	n/a	n/a
E27	3,06E-55	2,05E-05	1,22E-08	n/a	n/a
E28	0,00E+00	0,00E+00	1,08E-08	n/a	n/a
E34	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
E35	2,75E-55	2,83E-05	5,10E-09	n/a	n/a
F21	5,87E-55	2,50E-05	1,87E-08	n/a	n/a
F22	1,65E-55	1,43E-05	1,81E-10	n/a	n/a
F23	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
F31	1,05E-54	8,24E-06	1,85E-08	n/a	n/a
F32	3,02E-55	3,57E-05	6,37E-09	n/a	n/a
F33	5,69E-55	1,28E-05	4,58E-09	n/a	n/a
F41	4,45E-55	1,99E-05	2,34E-08	n/a	n/a
F42	7,23E-55	5,19E-05	1,32E-08	n/a	n/a
F43	1,80E-55	5,86E-06	4,80E-08	n/a	n/a
F44	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
F45	1,11E-55	2,83E-05	1,23E-08	n/a	n/a
F46	3,01E-55	2,44E-05	3,32E-09	n/a	n/a
F51	2,64E-54	3,20E-05	9,88E-09	n/a	n/a
F52	6,68E-55	1,10E-05	1,13E-08	n/a	n/a
F54	5,53E-56	1,03E-05	1,61E-08	n/a	n/a
F55	6,36E-56	1,66E-05	1,22E-08	n/a	n/a
F61	1,67E-55	9,77E-06	9,69E-09	n/a	n/a
G14	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a	n/a
G15	0,00E+00	0,00E+00	1,91E-08	n/a	n/a

	Butanone	Toluène	Chlorobenzène
B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B02	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B03	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B04	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B05	n/a	1,89E-56	0,00E+00
B06	n/a	2,87E-55	0,00E+00
C11	n/a	1,66E-55	0,00E+00
C12	n/a	3,22E-55	1,45E-07

C20	n/a	4,83E-55	9,88E-08
C31	n/a	2,05E-56	1,20E-07
C32	n/a	1,68E-55	0,00E+00
C41	n/a	2,59E-55	0,00E+00
C42	n/a	2,44E-55	0,00E+00
C43	n/a	1,05E-54	0,00E+00
C44	n/a	6,04E-56	0,00E+00
C45	n/a	1,41E-55	0,00E+00
C46	n/a	5,62E-56	0,00E+00
D01	n/a	2,99E-56	0,00E+00
D02	n/a	1,58E-55	0,00E+00
E11	n/a	9,86E-56	0,00E+00
E12	n/a	3,03E-56	0,00E+00
E13	n/a	9,53E-56	0,00E+00
E14	n/a	1,72E-55	0,00E+00
E21	n/a	1,11E-55	6,72E-08
E22	n/a	3,16E-56	0,00E+00
E24	n/a	7,07E-56	1,29E-07
E25	n/a	1,30E-55	0,00E+00
E26	n/a	1,51E-55	0,00E+00
E27	n/a	1,04E-55	0,00E+00
E28	n/a	1,05E-55	0,00E+00
E34	n/a	4,28E-56	0,00E+00
E35	n/a	1,85E-55	0,00E+00
F21	n/a	1,20E-55	0,00E+00
F22	n/a	1,75E-55	0,00E+00
F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F31	n/a	1,09E-54	0,00E+00
F32	n/a	1,49E-55	0,00E+00
F33	n/a	1,40E-54	0,00E+00
F41	n/a	1,53E-55	6,98E-08
F42	n/a	2,81E-56	0,00E+00
F43	n/a	2,81E-55	4,85E-08
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F45	n/a	3,15E-55	0,00E+00
F46	n/a	7,13E-56	9,51E-08
F51	n/a	1,81E-56	0,00E+00
F52	n/a	1,72E-56	0,00E+00
F54	n/a	1,74E-55	0,00E+00
F55	n/a	1,07E-55	0,00E+00
F61	n/a	5,16E-56	0,00E+00
G14	n/a	3,15E-56	0,00E+00
G15	n/a	2,80E-55	0,00E+00

Tableau A7.5: Scores d'impact en DALY/$ des émissions intérieures en milieu de travail par secteur industriel en France selon la nomenclature économique de synthèse (effets non-cancérigènes)

	N-hexane	Trichloroéthylène	1-Méthoxypropane-2-ol	1,2-Dichloroéthane	Dichlorométhane
B01	2,06558E-07	n/a	6,96334E-09	n/a	0
B02	1,59941E-07	n/a	0	n/a	8,93729E-07
B03	2,65758E-08	n/a	0	n/a	0
B04	1,44588E-07	n/a	2,43713E-09	n/a	0
B05	1,53646E-08	n/a	0	n/a	2,69165E-07
B06	0	n/a	0	n/a	1,36439E-06
C11	0	n/a	4,74526E-09	n/a	7,8656E-07
C12	5,01505E-08	n/a	6,89576E-09	n/a	4,62072E-07
C20	2,18154E-08	n/a	3,67647E-09	n/a	2,9067E-07
C31	1,23352E-07	n/a	5,74654E-09	n/a	9,52528E-07
C32	4,60595E-09	n/a	7,71871E-09	n/a	1,29665E-06
C41	1,80107E-08	n/a	2,07702E-09	n/a	1,13024E-06
C42	1,02485E-08	n/a	2,77288E-09	n/a	0
C43	1,49794E-08	n/a	2,02644E-09	n/a	1,65292E-07
C44	2,5418E-08	n/a	5,92761E-09	n/a	3,13181E-07
C45	2,20747E-08	n/a	3,34866E-09	n/a	9,43762E-07
C46	0	n/a	9,01555E-10	n/a	0
D01	6,58365E-09	n/a	6,49425E-09	n/a	0
D02	6,15165E-09	n/a	6,06811E-09	n/a	2,40433E-06
E11	1,13452E-08	n/a	4,34496E-09	n/a	2,34762E-07
E12	9,69812E-	n/a	3,22043E-09	n/a	1,8103E-07

	09				
E13	1,64328E-08	n/a	0	n/a	3,06744E-07
E14	2,37926E-08	n/a	0	n/a	0
E21	4,24109E-08	n/a	4,3758E-09	n/a	7,61984E-07
E22	0	n/a	7,28586E-10	n/a	2,06475E-07
E24	4,40818E-08	n/a	2,89532E-09	n/a	5,18023E-07
E25	2,94083E-08	n/a	1,93156E-09	n/a	5,5338E-07
E26	5,58525E-08	n/a	0	n/a	1,05098E-06
E27	1,73693E-08	n/a	2,28164E-09	n/a	3,26839E-07
E28	0	n/a	0	n/a	0
E34	0	n/a	1,37118E-09	n/a	0
E35	2,19873E-08	n/a	3,3354E-09	n/a	9,40027E-07
F21	3,00387E-08	n/a	6,95418E-09	n/a	3,46108E-06
F22	2,53621E-08	n/a	0	n/a	3,10923E-06
F23	0	n/a	0	n/a	0
F31	4,47725E-07	n/a	6,27802E-09	n/a	1,04063E-06
F32	0	n/a	5,45297E-09	n/a	0
F33	1,98804E-08	n/a	7,62948E-09	n/a	7,62887E-07
F41	1,31368E-08	n/a	4,82824E-09	n/a	1,43656E-06
F42	0	n/a	0	n/a	4,34584E-06
F43	3,87914E-09	n/a	3,25035E-09	n/a	2,88603E-07
F44	0	n/a	0	n/a	0
F45	2,64583E-08	n/a	1,72905E-08	n/a	2,56303E-06
F46	1,02006E-08	n/a	1,48338E-08	n/a	7,38106E-07
F51	1,24217E-08	n/a	4,09913E-09	n/a	3,90925E-07
F52	1,70748E-08	n/a	4,36852E-09	n/a	1,3434E-07
F54	2,10149E-08	n/a	2,88321E-09	n/a	1,15801E-06

F55	3,39967E-08	n/a	2,96705E-09	n/a	5,72617E-07
F61	1,49256E-08	n/a	4,6297E-09	n/a	3,11524E-07
G14	0	n/a	0	n/a	0
G15	3,46278E-08	n/a	8,01658E-09	n/a	0

	4-Méthylpentane-2-one	Cyclohexanone	Ethanol	2-Méthylpropane-1-ol	Alcool butylique
B01	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B02	0,00E+00	0,00E+00	n/a	3,67E-09	0,00E+00
B03	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B04	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B05	0,00E+00	1,08E-10	n/a	3,68E-10	9,15E-10
B06	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C11	0,00E+00	0,00E+00	n/a	3,23E-09	0,00E+00
C12	3,51E-10	2,65E-09	n/a	4,69E-09	1,17E-08
C20	3,03E-10	9,50E-10	n/a	3,21E-09	4,81E-09
C31	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	9,71E-09
C32	2,48E-09	1,08E-09	n/a	0,00E+00	2,42E-08
C41	8,94E-10	1,08E-09	n/a	4,21E-09	1,34E-08
C42	1,13E-10	0,00E+00	n/a	0,00E+00	8,02E-09
C43	3,32E-10	7,46E-10	n/a	3,21E-09	1,17E-08
C44	2,49E-10	2,18E-09	n/a	0,00E+00	9,95E-09
C45	1,45E-09	1,02E-09	n/a	1,74E-09	4,32E-09
C46	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
D01	1,07E-09	1,30E-09	n/a	4,42E-09	1,10E-08
D02	9,99E-10	6,08E-10	n/a	4,13E-09	1,03E-08
E11	6,61E-10	7,06E-10	n/a	2,40E-09	1,08E-08
E12	5,65E-10	6,04E-10	n/a	2,05E-09	9,23E-09
E13	9,57E-10	0,00E+00	n/a	3,48E-09	1,56E-08
E14	1,39E-09	0,00E+00	n/a	5,03E-09	2,26E-08
E21	6,64E-10	6,51E-10	n/a	4,30E-09	1,06E-08
E22	9,83E-11	1,64E-10	n/a	6,13E-10	1,95E-09
E24	1,03E-09	1,23E-09	n/a	4,18E-09	1,04E-08
E25	6,87E-10	0,00E+00	n/a	2,79E-09	6,92E-09
E26	1,30E-09	0,00E+00	n/a	5,29E-09	1,31E-08
E27	6,08E-10	4,84E-10	n/a	8,23E-10	6,13E-09
E28	4,62E-10	0,00E+00	n/a	2,89E-09	9,16E-09
E34	0,00E+00	4,19E-10	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E35	1,44E-09	1,02E-09	n/a	3,46E-09	8,61E-09
F21	4,94E-09	4,92E-09	n/a	4,73E-09	1,18E-08
F22	1,39E-09	1,55E-09	n/a	1,33E-09	0,00E+00

F23	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F31	1,22E-09	1,26E-09	n/a	1,82E-08	1,06E-08
F32	2,06E-09	1,70E-09	n/a	0,00E+00	1,08E-08
F33	1,48E-09	1,07E-09	n/a	1,57E-09	7,78E-09
F41	1,00E-09	6,60E-10	n/a	2,33E-09	8,96E-09
F42	3,16E-09	1,20E-09	n/a	0,00E+00	2,68E-08
F43	1,04E-09	9,09E-10	n/a	1,73E-09	1,02E-08
F44	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F45	1,13E-09	6,81E-10	n/a	2,76E-09	4,63E-09
F46	5,73E-10	8,72E-10	n/a	9,34E-10	2,50E-09
F51	6,94E-10	0,00E+00	n/a	2,08E-09	4,31E-09
F52	3,60E-10	3,96E-10	n/a	1,43E-09	2,83E-09
F54	4,26E-10	5,59E-10	n/a	3,51E-09	7,66E-09
F55	4,03E-10	0,00E+00	n/a	2,89E-09	7,15E-09
F61	4,01E-10	1,87E-09	n/a	1,88E-09	3,50E-09
G14	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00
G15	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00	0,00E+00

	Alcool furfurylique	Benzène	Acétonitrile	Cumène	1,1,1-Trichloroéthane
B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
B02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
B03	n/a	3,30E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
B04	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
B05	n/a	2,90E-11	0,00E+00	0,00E+00	n/a
B06	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C11	n/a	2,54E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C12	n/a	3,70E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C20	n/a	0,00E+00	0,00E+00	8,72E-10	n/a
C31	n/a	0,00E+00	1,29E-08	0,00E+00	n/a
C32	n/a	1,77E-09	1,78E-08	0,00E+00	n/a
C41	n/a	2,88E-10	0,00E+00	7,36E-10	n/a
C42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C43	n/a	3,72E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
C45	n/a	6,85E-10	1,15E-08	0,00E+00	n/a
C46	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
D01	n/a	0,00E+00	1,46E-08	8,89E-10	n/a
D02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	4,15E-10	n/a
E11	n/a	6,30E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E12	n/a	5,39E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E13	n/a	4,29E-09	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E14	n/a	1,32E-09	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E21	n/a	0,00E+00	7,22E-09	4,39E-10	n/a
E22	n/a	0,00E+00	0,00E+00	1,50E-10	n/a

E24	n/a	0,00E+00	1,38E-08	0,00E+00	n/a
E25	n/a	0,00E+00	0,00E+00	5,60E-10	n/a
E26	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E27	n/a	0,00E+00	5,45E-09	0,00E+00	n/a
E28	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E34	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
E35	n/a	3,00E-09	0,00E+00	6,97E-10	n/a
F21	n/a	3,73E-10	0,00E+00	9,52E-10	n/a
F22	n/a	2,10E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
F31	n/a	3,37E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a
F32	n/a	3,44E-10	1,44E-08	0,00E+00	n/a
F33	n/a	2,47E-10	0,00E+00	3,15E-10	n/a
F41	n/a	4,62E-08	6,70E-09	2,28E-10	n/a
F42	n/a	8,56E-09	0,00E+00	0,00E+00	n/a
F43	n/a	4,14E-11	7,51E-09	3,17E-10	n/a
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	n/a
F45	n/a	0,00E+00	1,29E-08	0,00E+00	n/a
F46	n/a	0,00E+00	1,02E-08	6,21E-10	n/a
F51	n/a	0,00E+00	6,48E-09	3,94E-10	n/a
F52	n/a	0,00E+00	4,45E-09	0,00E+00	n/a
F54	n/a	0,00E+00	1,43E-08	4,35E-10	n/a
F55	n/a	0,00E+00	1,16E-08	0,00E+00	n/a
F61	n/a	3,71E-10	3,11E-09	9,46E-11	n/a
G14	n/a	4,84E-11	0,00E+00	0,00E+00	n/a
G15	n/a	4,30E-10	0,00E+00	0,00E+00	n/a

	Cyclohexane	Tetrachloroéthylène	2-Butoxyethanol	2-Méthoxyéthanol	Méthanol
B01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,63E-09
B02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,59E-09
B03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,09E-09
B04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,62E-09
B05	2,26E-09	8,27E-08	1,96E-09	0,00E+00	1,08E-09
B06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C11	9,90E-09	7,25E-07	0,00E+00	1,05E-07	0,00E+00
C12	1,37E-07	1,05E-06	2,50E-08	1,53E-07	4,59E-09
C20	9,83E-09	2,80E-06	1,35E-08	1,04E-07	3,14E-09
C31	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,01E-09
C32	6,25E-09	8,40E-07	1,59E-08	0,00E+00	2,83E-09
C41	1,12E-08	8,21E-07	1,95E-08	1,19E-07	3,58E-09
C42	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C43	2,20E-09	0,00E+00	0,00E+00	7,68E-08	0,00E+00
C44	0,00E+00	8,99E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C45	1,07E-08	3,90E-07	1,85E-08	5,66E-08	1,70E-09

C46	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
D01	1,35E-08	0,00E+00	2,35E-08	0,00E+00	4,32E-09
D02	1,27E-08	3,25E-07	2,20E-08	0,00E+00	4,04E-09
E11	7,36E-09	7,49E-07	1,28E-08	0,00E+00	3,47E-09
E12	6,29E-09	0,00E+00	0,00E+00	6,67E-08	3,10E-09
E13	1,07E-08	1,08E-06	1,85E-08	1,13E-07	5,25E-09
E14	1,54E-08	1,57E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E21	6,69E-09	2,56E-06	1,10E-08	0,00E+00	2,29E-09
E22	0,00E+00	2,23E-07	0,00E+00	0,00E+00	3,93E-10
E24	1,83E-08	9,37E-07	5,47E-08	0,00E+00	4,08E-09
E25	0,00E+00	6,25E-07	3,65E-08	9,06E-08	0,00E+00
E26	7,37E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E27	1,15E-08	3,69E-07	0,00E+00	0,00E+00	8,04E-10
E28	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,15E-07	0,00E+00
E34	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
E35	1,06E-08	7,78E-07	0,00E+00	0,00E+00	3,39E-09
F21	1,45E-08	1,06E-06	0,00E+00	1,54E-07	4,63E-09
F22	8,17E-09	5,98E-07	0,00E+00	0,00E+00	3,91E-09
F23	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F31	1,31E-08	0,00E+00	2,27E-08	1,39E-07	4,18E-09
F32	1,34E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,49E-08
F33	9,60E-09	7,03E-07	1,67E-08	0,00E+00	1,10E-08
F41	6,60E-09	5,09E-07	1,61E-08	7,37E-08	3,25E-09
F42	5,39E-09	1,11E-06	0,00E+00	0,00E+00	4,83E-09
F43	2,63E-09	3,54E-07	6,71E-09	5,13E-08	1,19E-09
F44	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F45	7,06E-09	7,29E-07	1,61E-08	0,00E+00	1,19E-09
F46	2,70E-09	3,57E-07	1,28E-08	1,00E-07	9,42E-10
F51	0,00E+00	8,79E-07	2,85E-09	0,00E+00	1,91E-09
F52	0,00E+00	6,04E-07	1,96E-09	0,00E+00	2,63E-09
F54	6,63E-09	1,10E-06	9,08E-09	0,00E+00	1,14E-09
F55	0,00E+00	1,05E-06	1,06E-08	0,00E+00	1,84E-09
F61	2,88E-09	6,34E-07	1,82E-08	1,70E-07	2,76E-09
G14	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
G15	1,67E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

	2-Ethoxyethanol	1,4-Dioxanne	1,2,4-Triméthylbenzène	Isophorone	Chloroforme
B01	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B02	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	3,31E-07
B03	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
B04	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	1,50E-07
B05	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	3,33E-08
B06	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C11	1,98E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00

C12	2,87E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C20	3,40E-08	n/a	n/a	7,48E-10	2,90E-07
C31	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	2,23E-06
C32	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	3,81E-07
C41	7,82E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C42	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C43	1,80E-09	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C44	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
C45	1,06E-08	n/a	n/a	2,22E-10	0,00E+00
C46	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
D01	2,70E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
D02	2,53E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E11	1,47E-08	n/a	n/a	3,06E-10	0,00E+00
E12	1,26E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E13	2,13E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E14	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E21	3,52E-08	n/a	n/a	2,69E-10	0,00E+00
E22	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E24	2,55E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E25	1,70E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E26	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E27	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E28	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E34	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
E35	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F21	2,90E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F22	8,15E-09	n/a	n/a	0,00E+00	1,20E-07
F23	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F31	2,61E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F32	2,67E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F33	1,92E-08	n/a	n/a	2,00E-10	0,00E+00
F41	1,15E-08	n/a	n/a	1,45E-10	1,29E-07
F42	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F43	6,41E-09	n/a	n/a	2,01E-10	1,61E-07
F44	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F45	1,96E-08	n/a	n/a	4,97E-10	0,00E+00
F46	1,55E-08	n/a	n/a	3,94E-10	2,79E-07
F51	2,39E-08	n/a	n/a	1,89E-10	0,00E+00
F52	8,23E-09	n/a	n/a	6,51E-11	0,00E+00
F54	6,98E-08	n/a	n/a	2,00E-10	0,00E+00
F55	5,64E-08	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
F61	1,83E-08	n/a	n/a	1,20E-10	4,25E-08
G14	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00
G15	0,00E+00	n/a	n/a	0,00E+00	0,00E+00

	1-Méthyl-2-Pyrrolidone	Diméthylformamide	Oxyde de diéthyle	Alcool Tert-butylique	Ethylbenzène
B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B02	n/a	0,00E+00	6,49E-08	n/a	0,00E+00
B03	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
B04	n/a	3,43E-07	2,93E-08	n/a	0,00E+00
B05	n/a	0,00E+00	1,30E-08	n/a	0,00E+00
B06	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
C11	n/a	6,69E-07	0,00E+00	n/a	1,24E-09
C12	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,80E-09
C20	n/a	6,64E-07	0,00E+00	n/a	7,95E-10
C31	n/a	8,10E-07	6,92E-08	n/a	0,00E+00
C32	n/a	0,00E+00	1,07E-07	n/a	5,40E-09
C41	n/a	7,58E-07	0,00E+00	n/a	1,98E-09
C42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	6,02E-10
C43	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	8,81E-10
C44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,25E-09
C45	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	6,35E-10
C46	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
D01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,11E-09
D02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	3,02E-09
E11	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,07E-09
E12	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	8,32E-10
E13	n/a	7,20E-07	0,00E+00	n/a	1,41E-09
E14	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,04E-09
E21	n/a	4,52E-07	3,86E-08	n/a	4,33E-09
E22	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,33E-09
E24	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	7,51E-10
E25	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	5,01E-10
E26	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	9,51E-10
E27	n/a	1,70E-07	0,00E+00	n/a	5,91E-10
E28	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	9,97E-10
E34	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
E35	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	6,42E-10
F21	n/a	2,57E-06	0,00E+00	n/a	1,82E-09
F22	n/a	8,47E-07	2,36E-08	n/a	5,11E-10
F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
F31	n/a	8,85E-07	0,00E+00	n/a	1,50E-09
F32	n/a	9,03E-07	0,00E+00	n/a	1,67E-09
F33	n/a	3,24E-07	0,00E+00	n/a	1,20E-09
F41	n/a	0,00E+00	3,24E-08	n/a	2,14E-09
F42	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	8,60E-10
F43	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	4,55E-09
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
F45	n/a	8,06E-07	0,00E+00	n/a	1,84E-09

F46	n/a	6,39E-07	0,00E+00	n/a	2,86E-10
F51	n/a	8,11E-07	0,00E+00	n/a	1,29E-09
F52	n/a	2,79E-07	0,00E+00	n/a	6,26E-10
F54	n/a	4,48E-07	0,00E+00	n/a	1,24E-09
F55	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	9,91E-10
F61	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	1,17E-09
G14	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	0,00E+00
G15	n/a	0,00E+00	0,00E+00	n/a	2,10E-09

	Alcool Isopropylique	Styrene	Xylene	Acétate d'éthyle	Acétone
B01	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
B02	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
B03	n/a	0,00E+00	0,00E+00	8,81E-09	1,92E-08
B04	n/a	0,00E+00	0,00E+00	3,49E-09	1,52E-08
B05	n/a	0,00E+00	1,38E-08	3,10E-09	3,37E-09
B06	n/a	0,00E+00	0,00E+00	1,18E-08	0,00E+00
C11	n/a	0,00E+00	6,05E-08	6,80E-09	0,00E+00
C12	n/a	1,77E-06	7,25E-08	1,18E-08	3,33E-08
C20	n/a	1,21E-06	5,29E-08	1,21E-08	6,06E-09
C31	n/a	0,00E+00	7,32E-08	8,23E-09	3,81E-09
C32	n/a	6,40E-07	3,05E-07	7,72E-08	2,57E-09
C41	n/a	1,38E-06	1,16E-07	4,41E-09	7,22E-09
C42	n/a	0,00E+00	7,61E-08	4,27E-09	6,42E-09
C43	n/a	8,36E-07	1,11E-07	3,12E-09	1,13E-08
C44	n/a	4,33E-07	5,56E-08	1,01E-09	1,99E-09
C45	n/a	1,31E-06	3,58E-08	2,97E-09	2,65E-08
C46	n/a	0,00E+00	0,00E+00	1,60E-09	4,57E-09
D01	n/a	1,90E-06	4,26E-08	4,12E-09	3,73E-08
D02	n/a	2,41E-06	1,33E-07	4,56E-09	3,48E-08
E11	n/a	1,77E-06	2,17E-08	5,64E-09	2,52E-08
E12	n/a	1,48E-06	1,65E-08	3,43E-09	1,89E-08
E13	n/a	2,51E-06	2,00E-08	1,33E-09	3,86E-09
E14	n/a	0,00E+00	4,06E-08	8,42E-09	4,63E-08
E21	n/a	1,16E-06	2,18E-07	5,56E-09	6,68E-09
E22	n/a	2,32E-07	4,74E-08	9,49E-10	1,60E-09
E24	n/a	1,41E-06	3,39E-08	0,00E+00	1,10E-08
E25	n/a	6,05E-07	1,17E-07	1,62E-09	1,95E-08
E26	n/a	1,54E-06	8,37E-08	3,07E-09	3,20E-08
E27	n/a	9,42E-07	6,51E-08	1,43E-09	9,94E-09
E28	n/a	0,00E+00	5,80E-08	0,00E+00	7,54E-09
E34	n/a	0,00E+00	0,00E+00	2,44E-09	0,00E+00
E35	n/a	1,30E-06	2,73E-08	1,32E-07	7,53E-08
F21	n/a	1,15E-06	1,00E-07	2,56E-08	6,95E-09
F22	n/a	6,59E-07	9,69E-10	3,09E-08	1,42E-08

F23	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F31	n/a	3,79E-07	9,92E-08	6,41E-09	3,22E-08
F32	n/a	1,64E-06	3,41E-08	1,37E-07	1,72E-09
F33	n/a	5,89E-07	2,45E-08	3,32E-08	7,06E-09
F41	n/a	9,18E-07	1,25E-07	1,06E-08	8,71E-09
F42	n/a	2,39E-06	7,09E-08	6,38E-09	5,81E-08
F43	n/a	2,69E-07	2,57E-07	1,43E-08	7,15E-09
F44	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F45	n/a	1,30E-06	6,60E-08	7,39E-10	4,92E-10
F46	n/a	1,12E-06	1,78E-08	5,85E-09	2,33E-08
F51	n/a	1,47E-06	5,29E-08	8,24E-09	2,37E-09
F52	n/a	5,06E-07	6,03E-08	0,00E+00	1,47E-09
F54	n/a	4,73E-07	8,60E-08	7,30E-09	1,09E-08
F55	n/a	7,66E-07	6,51E-08	5,50E-09	2,81E-08
F61	n/a	4,50E-07	5,19E-08	1,98E-09	4,36E-09
G14	n/a	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
G15	n/a	0,00E+00	1,02E-07	0,00E+00	2,50E-08

	Butanone	Toluène	Chlorobenzène
B01	5,28E-10	0,00E+00	0,00E+00
B02	4,09E-10	0,00E+00	0,00E+00
B03	4,67E-10	0,00E+00	0,00E+00
B04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
B05	1,23E-10	4,87E-09	0,00E+00
B06	6,24E-10	7,41E-08	0,00E+00
C11	3,60E-10	4,27E-08	0,00E+00
C12	2,44E-09	8,30E-08	3,52E-08
C20	3,47E-10	1,25E-07	2,41E-08
C31	4,36E-10	5,28E-09	2,94E-08
C32	1,00E-09	4,33E-08	0,00E+00
C41	2,38E-10	6,69E-08	0,00E+00
C42	1,80E-10	6,29E-08	0,00E+00
C43	1,46E-10	2,71E-07	0,00E+00
C44	3,33E-11	1,56E-08	0,00E+00
C45	1,32E-09	3,64E-08	0,00E+00
C46	2,70E-10	1,45E-08	0,00E+00
D01	6,89E-11	7,73E-09	0,00E+00
D02	1,23E-10	4,09E-08	0,00E+00
E11	1,99E-10	2,55E-08	0,00E+00
E12	2,20E-10	7,82E-09	0,00E+00
E13	6,94E-10	2,46E-08	0,00E+00
E14	5,40E-10	4,44E-08	0,00E+00
E21	3,76E-10	2,87E-08	1,64E-08
E22	6,39E-11	8,15E-09	0,00E+00

E24	9,72E-11	1,82E-08	3,13E-08
E25	1,03E-10	3,35E-08	0,00E+00
E26	1,97E-10	3,89E-08	0,00E+00
E27	6,11E-11	2,68E-08	0,00E+00
E28	3,01E-10	2,71E-08	0,00E+00
E34	4,11E-10	1,10E-08	0,00E+00
E35	4,70E-09	4,78E-08	0,00E+00
F21	1,96E-09	3,10E-08	0,00E+00
F22	2,87E-09	4,51E-08	0,00E+00
F23	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F31	3,28E-10	2,82E-07	0,00E+00
F32	6,51E-10	3,85E-08	0,00E+00
F33	3,12E-10	3,62E-07	0,00E+00
F41	4,19E-10	3,94E-08	1,70E-08
F42	2,09E-10	7,26E-09	0,00E+00
F43	8,43E-10	7,25E-08	1,18E-08
F44	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
F45	6,61E-10	8,13E-08	0,00E+00
F46	1,91E-10	1,84E-08	2,32E-08
F51	4,75E-10	4,67E-09	0,00E+00
F52	5,89E-10	4,44E-09	0,00E+00
F54	3,78E-10	4,48E-08	0,00E+00
F55	3,25E-10	2,75E-08	0,00E+00
F61	2,34E-10	1,33E-08	0,00E+00
G14	0,00E+00	8,13E-09	0,00E+00
G15	6,08E-10	7,22E-08	0,00E+00

Méthodologie de calcul de la matrice inverse de Leontief pour le calcul des impacts indirects sur la santé humaine des travailleurs

A partir de la table des entrées intermédiaires (TEI), on a les informations suivantes: en colonne, on peut savoir quels produits sont utilisés par chaque branche de l'économie nationale pour sa production (achats de produits par chaque branche) et en lignes, on peut savoir quelles branches consomment chaque produit (ventes de produits auprès de chaque branche). La matrice étant carrée, on suppose que 100% des produits sont produits par la branche reliée pour calculer la matrice inverse de Leontief.

Après, il est possible de calculer pour chaque case de la matrice carrée des entrées intermédiaires le coefficient technique a_{ij} pour le produit i et la branche j en divisant chaque case de la matrice

par la production totale de la branche j, fournie dans un autre tableau des TES, le tableau des emplois finals. (Toutes ces matrices sont disponibles en accès libre sur le site de l'INSEE)

Après avoir obtenu la matrice A des coefficients techniques, on peut facilement obtenir (I-A) en utilisant la matrice identité.

Enfin, il suffit d'inverser cette matrice (I-A) pour se retrouver avec la matrice inverse dite de Leontief.

A partir de cela, on peut calculer les dépenses induites dans chaque branche de l'économie nationale pour une demande dans une branche donnée selon l'équation 3.

La matrice n'est pas présentée dans ce mémoire du fait de sa trop grande taille. Les calculs peuvent être refaits simplement en se rendant sur le site de l'INSEE.

ANNEXE 8: Impacts du siège de travail par catégorie problème

Tableau A8.1: Résultats d'impacts du siège de travail par catégorie problème (Communication personnelle de S. Zinck, expert développement durable chez Steelcase)

Catégorie d'impact	Unité	Total
Carcinogens	DALY	1,31869E-05
Non-carcinogens	DALY	1,13683E-05
Respiratory inorganics	DALY	5,86626E-05
Ionizing radiation	DALY	9,56225E-07
Ozone layer depletion	DALY	1,04367E-08
Respiratory organics	DALY	1,0607E-07
Aquatic ecotoxicity	PDF*m2*yr	0,994510271
Terrestrial ecotoxicity	PDF*m2*yr	21,74716279
Terrestrial acid/nutri	PDF*m2*yr	1,625053345
Land occupation	PDF*m2*yr	1,101046022
Aquatic acidification		-
Aquatic eutrophication		-
Global warming	kg CO2 eq	110,4499778
Non-renewable energy	MJ primary	2160,375128
Mineral extraction	MJ primary	12,91506622

ANNEXE 9: Données de concentrations en substances organiques et particules (PM) en milieu intérieur de travail pour le secteur de la fonderie

Tableau A9.1: Concentrations intérieures en mg/m3 des substances organiques présentes dans le secteur de la fonderie

Substance	Concentration (mg/m^3)
Trichloroéthylène	7,22
1-Méthoxypropane-2-ol	5,83
Dichlorométhane	6,36
4-méthylpentan-2-one	1,54
Ethanol	104,24
2-méthylpropan-1-ol	0
Alcool butylique	0,75
Alcool furfurylique	0,54
2-butoxyéthanol	0
Isophorone	0,11
Ethylbenzene	1,21
Alcool Isopropylique	40,81
Xylène	3,15
Acétone	2,96
Butanone	5,68
Toluène	0,39
n-hexane	0,98
Cumene	0,37
1,2,4-triméthylbenzene	1,41
1,4-dioxane	1,6
Acétonitrile	1,68
2-ethoxyethanol	1,76
Méthanol	2,66
Diméthylformamide	3,46
Tétrachloroéthylène	9,62
Acétate d'éthyle	10,31
Styrène	54,1
PM 2,5	0,37
PM 10-2,5	0,03

ANNEXE 10: Informations supplémentaires sur les données utilisées dans l'article

Informations supplémentaires sur les données de concentration intérieures

Below is the concentration data detail for the five most significant indoor impact substances. The table includes substance data measurements for each studied industrial sector and concentration variability, providing the minimum, the geometric mean and the maximum values for each case.

Tableau A10.1: Concentration data measurements, minimum, geometric mean and maximum values inventoried for the five most impactful indoor substances

	N-hexane			
	Data measurements	Minimum	Geometric mean	Maximum
Food	101	0,04	6,73	394
Paper and cardboard				
Electronics				
Metallurgy				
Pharmacy	51	0,13	4,87	317
Leather and footwear	174	<0,01	1,65	74
Furniture	195	<0,01	0,76	95,42
Electric equipment				
Printing	170	<0,01	1,05	51
Lumber and wood	95	<0,01	16,18	578
Chemicals	187	<0,01	0,69	112,04
Non-metallic minerals	51	<0,01	0,22	11,8
Machines and equipment	63	<0,01	1,63	113
Automotive	61	<0,01	0,23	18

Textile				
Rubber and plastics	334	<0,01	0,63	308
Metallic products	72	<0,01	1,5	630
Other transport material	51	<0,01	0,73	18

	Dichlorométhane			
	Data measurements	Minimum	Geometric mean	Maximum
Food				
Paper and cardboard				
Electronics	93	0,5	17,28	649,5
Metallurgy	50	<0,01	6,36	1582
Pharmacy				
Leather and footwear	116	<0,01	6,27	666
Furniture	112	0,47	19,67	731
Electric equipment	96	<0,01	4,98	1258
Printing	105	0,09	5,77	147
Lumber and wood				
Chemicals	449	<0,01	26,63	2393
Non-metallic minerals	181	0,04	44,6	226,3
Machines and equipment	129	0,39	12,65	2804
Automotive	94	0,25	31,2	2733
Textile	70	0,2	46,57	1408
Rubber and plastics	1145	<0,01	16,02	2910
Metallic products	288	0,25	17,57	3206
Other transport material	107	0,05	5,62	334

	Tetrachloroethylene			
	Data measurements	Minimum	Geometric mean	Maximum
Food				
Paper and cardboard				
Electronics				

Metallurgy				
Pharmacy				
Leather and footwear				
Furniture				
Electric equipment				
Printing	56	0,5	37,36	5998,9
Lumber and wood				
Chemicals				
Non-metallic minerals				
Machines and equipment				
Automotive	51	0,1	3,37	63
Textile				
Rubber and plastics	233	0,1	5,89	698
Metallic products	336	<0,01	12,78	4474
Other transport material	52	<0,01	13,37	1673

	Chloroform			
	Data measurements	Minimum	Geometric mean	Maximum
Food				
Paper and cardboard				
Electronics				
Metallurgy				
Pharmacy	56	0,19	24,25	426
Leather and footwear				
Furniture				
Electric equipment				
Printing				
Lumber and wood				
Chemicals	85	<0,01	4,34	406
Non-metallic minerals				
Machines and equipment				
Automotive				
Textile				
Rubber and plastics				
Metallic products				
Other transport material				

	Styrene			
	Data measurements	Minimum	Geometric mean	Maximum
Food				
Paper and cardboard				
Electronics				
Metallurgy				
Pharmacy				
Leather and footwear				
Furniture				
Electric equipment	351	<0,01	15,55	1490
Printing				
Lumber and wood	63	0,25	12,76	710
Chemicals	416	<0,01	53,54	2637
Non-metallic minerals	250	0,03	22,31	395
Machines and equipment	174	<0,01	36,38	458
Automotive	574	0,16	72,9	875
Textile	62	0,6	34,93	453
Rubber and plastics	4250	<0,01	48,14	1627
Metallic products	197	0,1	44,68	700
Other transport material	2423	<0,01	103,86	3442

Informations supplémentaires sur le facteur W_j pour chaque secteur industriel

The following table provides the number of sub-sectors in the studied sectors (data from which the geometric mean was calculated). Then, the variability of this factor is given with the minimum, geometric mean and maximum values for each case.

Tableau A10.2: Number of worker×hours per dollar factor considered for each sector, minimum, geometric mean and maximum values inventoried for the 18 industrial sectors studied

	Number of data considered	minimum value	geometric mean	maximum value
Food products	77	0,000727187	0,005448336	0,01761732
Textile	36	0,005191053	0,011205688	0,027537902
Leather and footwear	13	0,006952582	0,012992299	0,024212577
Lumber and wood	30	0,00367769	0,011660172	0,01761122
Paper and cardboard	34	0,003956834	0,005919565	0,018217343
Printing	15	0,007892542	0,011933389	0,025675097
Chemicals	49	0,000661013	0,003093464	0,011333538
Pharmaceutical products	6	0,001871769	0,002601904	0,006612181
Rubber and plastics	37	0,005191053	0,009972098	0,02248078
Non-metallic mineral	37	0,004171013	0,007061229	0,01960854
Basic metals	36	0,002062539	0,006636773	0,017714847
Metal products	68	0,004024199	0,010640705	0,020142558
Electronics	36	0,000997484	0,003959225	0,019430286
Electrical equipment	37	0,004024199	0,008660745	0,013066934
Machinery and equipment	113	0,003138831	0,007058152	0,015630662
Automotive	25	0,001636332	0,004223936	0,012201351
Other transport equipment	31	0,002215498	0,005859105	0,013492608
Furniture	13	0,008348849	0,013404179	0,023328741

ANNEXE 11: Quantité prise des 5 substances les plus impactantes à l'intérieur

La quantité prise des cinq substances les plus impactantes étudiées, i.e. n-hexane, Dichloromethane, tetrachloroethylene, chloroform et styrene dans les 18 secteurs industriels étudiés. Les secteurs industriels sont classés par ordre de score d'impact global. Il est clairement visible que l'impact intérieur est dirigé par la quantité pris en styrène. En effet, plus cette quantité prise est grande, plus l'impact global résultant pour le secteur est élevé. Ceci n'est pas visible pour les quatre autres substances, justifiant la prépondérance du styrène à cause de sa concentration élevée en milieu intérieur.

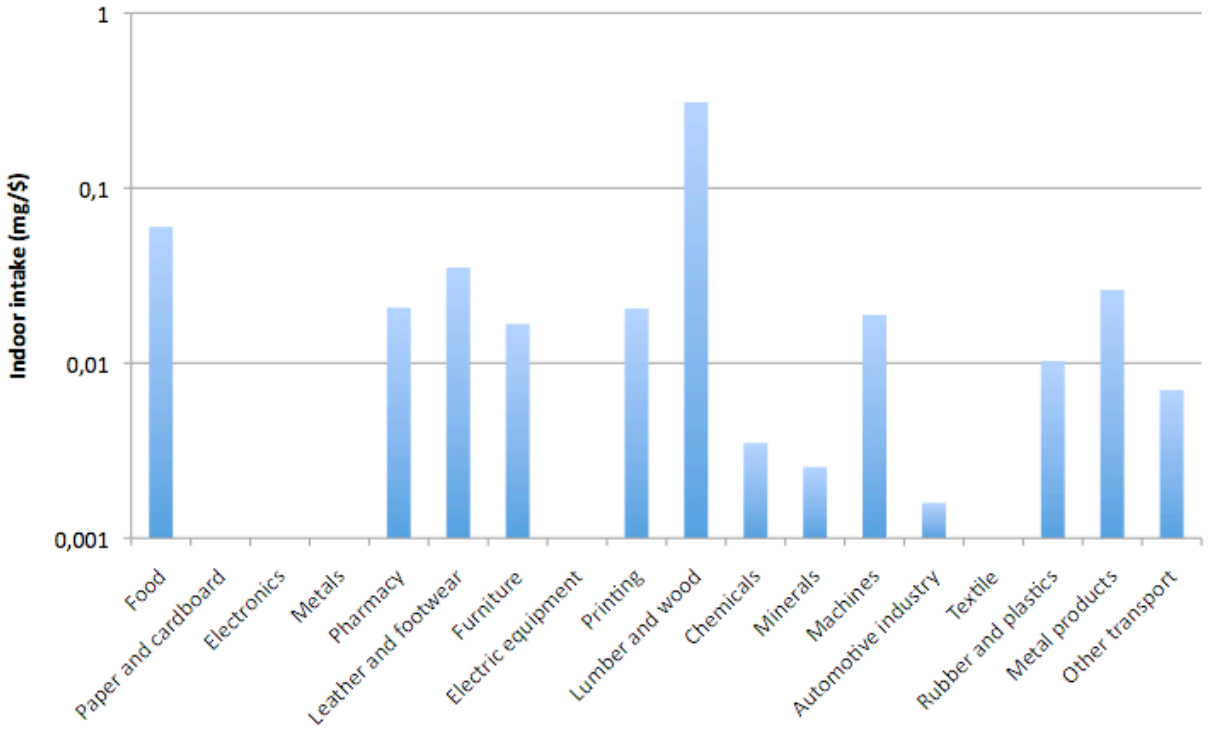

Figure A11.1: Quantité prise (en mg/$) en n-hexane pour tous les secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés

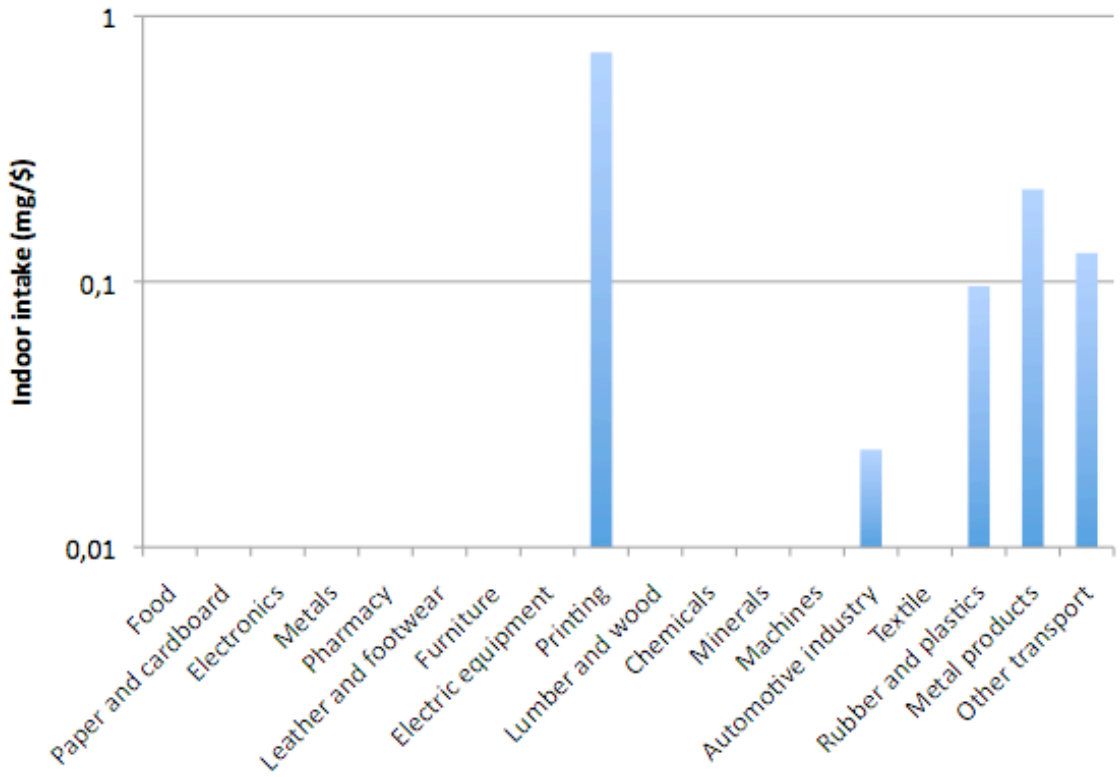

Figure A11.2: Quantité prise (en mg/$) en tétrachloroéthylène pour tous les secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés

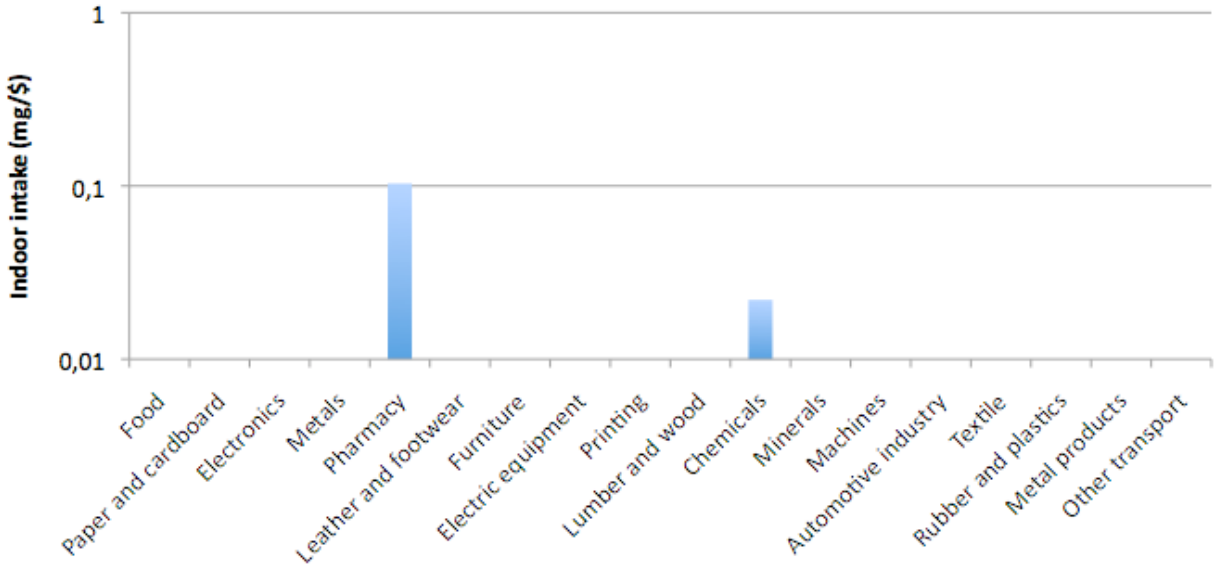

Figure A11.3: Quantité prise (en mg/$) en chloroforme pour tous les secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés

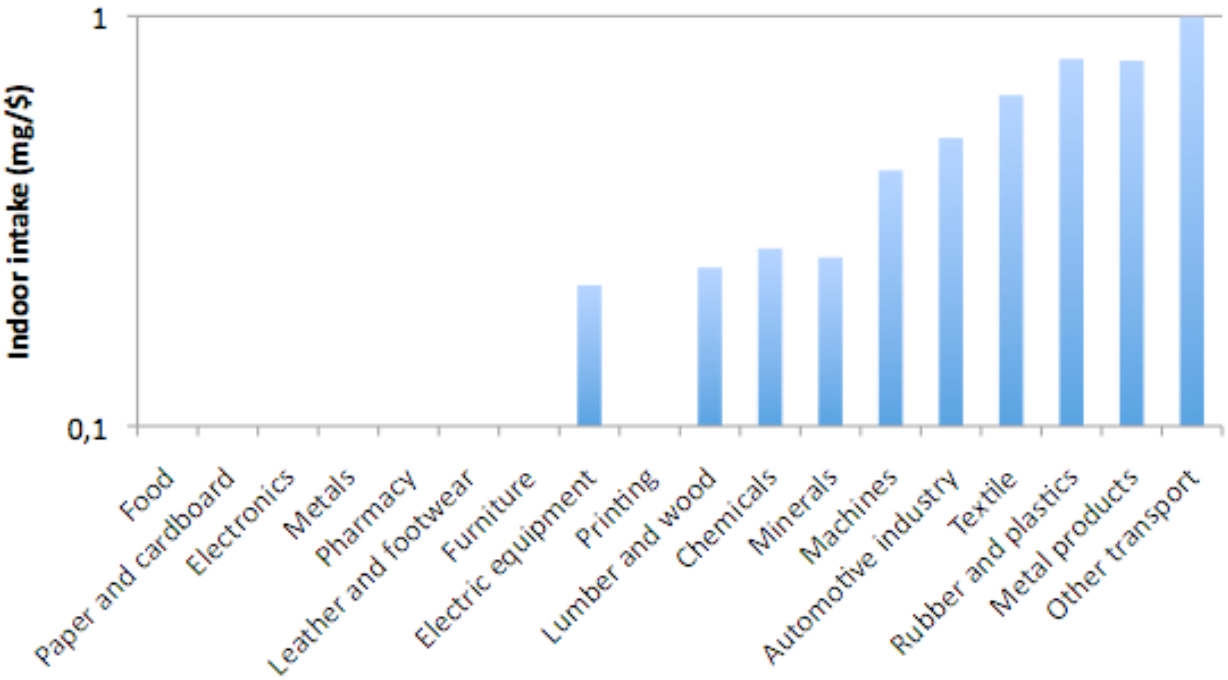

Figure A11.4: Quantité prise (en mg/$) en styrène pour tous les secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés

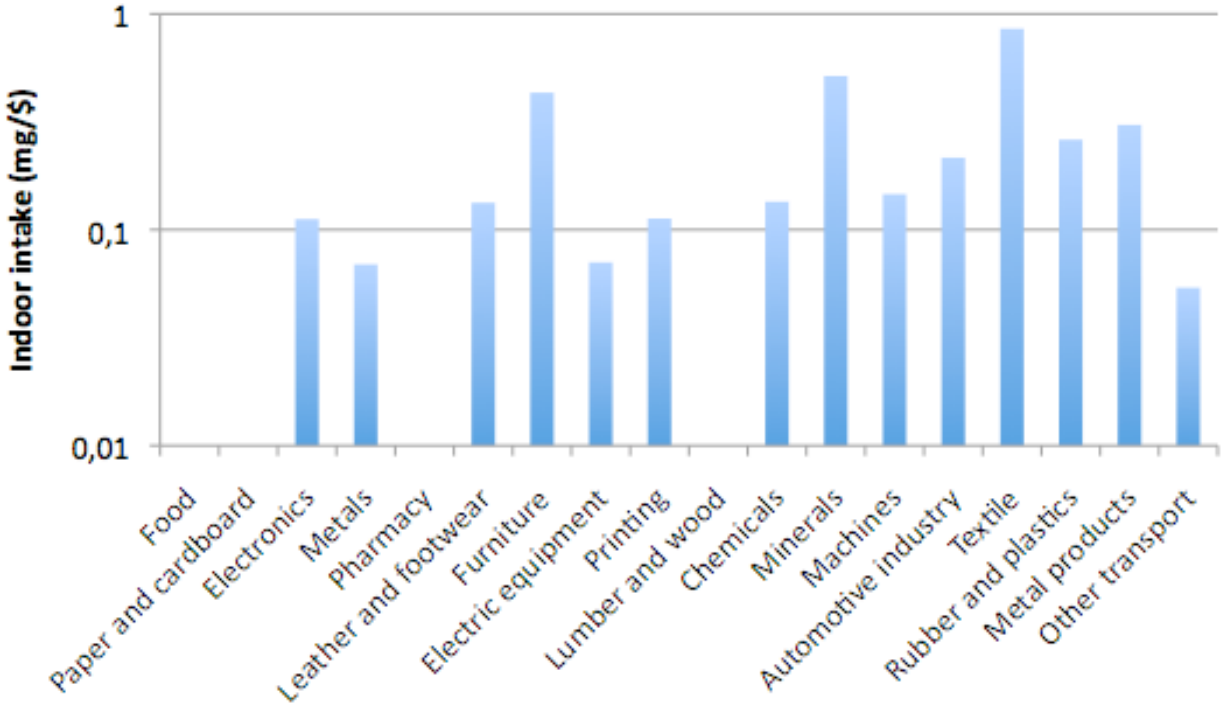

Figure A11.5: Quantité prise (en mg/$) en dichlorométhane pour tous les secteurs industriels de la nomenclature internationale étudiés

ANNEXE 12: Méthodologie de calcul des paramètres composant la quantité prise dans les différents modèles de caractérisation

La quantité prise dépend de trois paramètres: la quantité émise (mg/UF, UF étant l'unité fonctionnelle), le facteur de sort (j) du polluant et le facteur d'exposition humaine (j^{-1}). Dans cette partie, la méthode d'extraction des trois paramètres des modèles utilisés dans le mémoire sera décrite.

Modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions extérieures

Les quantités émises ont été extraites directement de processus de la base de données Ecoinvent.

Le modèle de caractérisation USEtox utilisé pour les émissions extérieures fournit directement des facteurs de sort et d'exposition pour plus de 3000 substances. Ces facteurs ont donc été extraits directement du modèle.

Modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures au foyer

Les quantités émises ont été extraites directement des données effectuées en laboratoire par l'entreprise Steelcase.

Par la suite, la fraction prise (produit des facteurs de sort et d'exposition) pour caractériser les impacts liés aux émissions intérieures au foyer s'exprime grâce à l'équation suivante:

$$iF = \frac{IR \times N}{V \times k_{ex}}$$

iF est la fraction prise [adimensionnel], IR le taux d'inhalation [m^3/h], N le nombre de personnes, V le volume de la pièce [m^3], m le facteur de mélange [adimensionnel] et k_{ex} le nombre de renouvellement de la pièce par heure [h^{-1}]

A partir de cette équation, les facteurs de sort FF et d'exposition XP peuvent être extraits directement comme:

$$\begin{cases} FF = \dfrac{1}{k_{ex}} \\ XP = \dfrac{IR \times N}{V} \end{cases}$$

Les quantités émises, facteur de sort et facteur d'exposition ont ainsi été extraits.

Modèle de caractérisation des impacts liés aux émissions intérieures en milieu de travail

La quantité prise en milieu de travail s'exprime grâce à l'équation suivante:

$$I_{ij} = C_{ij} \times IR \times W_j$$

où: C_{ij} représente la concentration du contaminant i à laquelle sont exposés les travailleurs du secteur j (mg/m^3), IR le taux d'inhalation (m^3/personne/h) et W_j le nombre d'heures travaillées dans le secteur j par unité fonctionnelle (personne×h/UF).

Selon le modèle one-box, on sait que la quantité émise peu s'exprimer comme le produit de la concentration et du taux de ventilation. De plus, le taux de ventilation dans une pièce peut s'exprimer comme le volume de la pièce multiplié par le nombre d'échanges d'air par heure. On peut donc obtenir l'équation suivante:

$$I_{ij} = C_{ij} \times \frac{Q}{Q} \times IR \times W_j = C_{ij} \times Q \times \frac{IR}{V \times k_{ex}} \times \frac{N \times t}{Output} = \frac{C_{ij} \times Q \times t}{Output} \times \frac{1}{k_{ex}} \times \frac{IR \times N}{V}$$

Où: Q représente le taux de ventilation en m^3/h, G_{ij} le taux d'émission horaire en mg/h, V le volume de la pièce considéré en m^3, k_{ex} le nombre d'échanges d'air par heure en h^{-1}, N le nombre de personnes exposées, t le temps d'exposition en h, F la fraction de temps passée en milieu de travail en h/an et Output le nombre d'unités produites dans le secteur industriel d'étude (Unités/an).

Le dernier membre de l'équation présente une réorganisation des termes de l'équation pour faire apparaître les trois paramètres d'étude: la quantité émise par unité produite E (dans l'étude, l'unité fonctionnelle est une unité et donc aucune mise à l'échelle n'est nécessaire), le facteur de sort FF et le facteur d'exposition XP comme suit:

$$\begin{cases} E = \dfrac{C_{ij} \times Q \times t \times F}{Output} \\ FF = \dfrac{1}{k_{ex}} \\ XP = \dfrac{IR \times N}{V} \end{cases}$$

Les trois seuls paramètres nécessaires ici sont le taux de ventilation Q, le volume de la pièce et le taux d'échange d'air pas heures k_{ex}. Tous les autres paramètres et leurs sources sont décrits dans la partie méthodologie de ce mémoire.

Ces paramètres ont été déterminés à partir de données directes de Steelcase dans le cas du chapitre 5 de ce mémoire et à partir de données génériques fournies par Hellweg et collègues (2009) sur les paramètres caractéristiques du milieu intérieur et sur des données de nombre d'employés par secteur industriel fournies par le bureau des statistiques au travail des Etats-Unis (BLS).

ANNEXE 13: Présentation des résultats de l'article pour le milieu de travail pour toutes les divisions de la nomenclature internationale

Tableau A13.1: Nomenclature internationale: Libellés et codes pour chaque division

Intitulé du secteur	Code
Industries alimentaires	10
Fabrication de boissons	11
Fabrication de produits à base de tabac	12
Fabrication de textiles	13
Industrie de l'habillement	14
Industrie du cuir et de la chaussure	15
Travail du bois et fabrication d'articles en bois et en liège, à l'exception des meubles ; fabrication d'articles en vannerie et sparterie	16
Industrie du papier et du carton	17
Imprimerie et reproduction d'enregistrements	18
Cokéfaction et raffinage	19
Industrie chimique	20
Industrie pharmaceutique	21
Fabrication de produits en caoutchouc et en plastique	22
Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques	23
Métallurgie	24
Fabrication de produits métalliques, à l'exception des machines et des équipements	25
Fabrication de produits informatiques, électroniques et optiques	26
Fabrication d'équipements électriques	27
Fabrication de machines et équipements n.c.a.	28
Industrie automobile	29
Fabrication d'autres matériels de transport	30
Fabrication de meubles	31
Autres industries manufacturières	32
Réparation et installation de machines et d'équipements	33

Présentation des scores d'impact

Dans les tableaux suivants, les valeurs nulles signifient que la substance étudiée n'est pas présente dans le secteur car aucune mesure n'a été effectuée. Une valeur "x" signifie que la substance est

présente dans le secteur et qu'une quantité prise devrait être calculée mais l'accès aux bases de données étant restreint, aucune valeur ne peut être indiquée.

Tableau A13.2: Scores d'impact par dollar (DALY/$) des émissions intérieures en milieu de travail pour chaque division de la nomenclature internationale (effets cancérigènes)

	N-hexane	Trichloroéthylène	1,2-Dichloroethane	Dichlorométhane
10	4,6329E-11	x	0	x
11	x	0	0	0
12	0	0	0	x
13	x	9,24887E-09	0	1,81622E-08
14	0	x	0	x
15	2,7086E-11	x	0	2,83516E-09
16	2,38373E-10	x	0	x
17	x	x	0	x
18	1,58317E-11	1,8076E-09	0	2,39643E-09
19	x	0	0	0
20	2,69692E-12	5,32386E-10	x	2,86709E-09
21	1,60101E-11	x	x	x
22	7,93783E-12	4,72438E-09	x	5,55998E-09
23	1,96281E-12	x	0	1,09607E-08
24	x	1,54431E-09	0	1,46906E-09
25	2,01668E-11	1,33333E-08	0	6,50679E-09
26	x	4,785E-10	0	2,3811E-09
27	x	4,73114E-09	x	1,5011E-09
28	1,45363E-11	1,954E-09	0	3,10746E-09
29	1,22749E-12	8,0862E-10	0	4,58666E-09
30	5,40417E-12	4,74531E-09	0	1,14602E-09
31	1,28715E-11	1,31068E-08	0	9,17633E-09
32	x	3,46704E-09	0	1,38004E-09
33	x	x	0	x

	Benzène	Acétonitrile	Cumène	1,1,1-Trichloroéthane
10	x	0	0	0
11	x	0	0	0
12	0	0	0	0
13	x	0	x	3,59674E-56
14	x	0	0	x

15	x	0	0	x
16	x	0	0	x
17	x	x	x	x
18	0	0	0	6,0993E-57
19	x	0	0	0
20	1,3696E-10	7,04656E-58	x	x
21	0	x	0	0
22	0	x	x	4,66508E-57
23	1,83899E-11	0	x	x
24	0	x	x	x
25	0	x	x	8,58357E-57
26	5,15561E-11	x	x	9,04102E-57
27	x	x	x	1,53586E-56
28	0	x	x	1,08159E-56
29	0	x	x	5,11696E-57
30	5,08639E-11	0	0	7,30741E-57
31	x	0	x	3,52015E-56
32	x	0	0	2,57583E-56
33	x	0	0	x

	Cyclohexane	Tétrachloroéthylène	2-Méthoxyéthanol	Méthanol
10	x	x	0	x
11	0	0	0	x
12	0	0	0	0
13	x	x	x	x
14	x	x	x	0
15	0	x	x	x
16	x	0	x	x
17	x	x	0	0
18	x	7,11175E-08	x	x
19	x	0	0	0
20	0	x	x	0
21	0	0	0	0
22	0	9,36931E-09	x	0
23	x	x	x	x
24	0	x	0	x
25	x	2,16924E-08	x	0
26	x	x	x	x
27	x	x	0	x
28	0	x	x	x
29	x	2,27067E-09	0	x
30	x	1,24959E-08	x	0
31	x	x	x	x

32	0	x	x	x
33	x	0	0	0

	2-Ethoxyethanol	1,4-Dioxane	1,2,4-Triméthylbenzène	Chloroforme
10	0	0	0	x
11	0	0	0	0
12	0	0	0	0
13	x	x	x	x
14	x	0	0	0
15	x	0	0	0
16	x	0	x	0
17	x	x	x	0
18	0	x	2,14978E-10	x
19	0	0	0	0
20	0	x	4,60829E-11	1,41985E-09
21	0	x	0	6,67285E-09
22	0	x	x	x
23	x	0	x	0
24	x	x	x	0
25	0	x	2,15915E-11	0
26	x	x	x	x
27	0	0	x	0
28	x	x	x	0
29	x	0	x	0
30	x	0	x	0
31	0	x	x	0
32	0	x	x	0
33	0	x	x	0

	Alcool Tert-butylique	Ethylbenzène	Alcool Isopropylique	Styrène
10	x	0	x	0
11	0	0	x	0
12	0	0	x	0
13	x	x	x	3,61658E-07
14	0	x	x	0
15	0	x	1,51521E-56	x
16	x	6,66309E-09	1,75497E-56	1,37473E-07
17	0	x	5,71681E-57	x
18	0	4,81045E-09	2,47117E-56	x
19	0	x	0	0

20	x	5,81021E-09	2,30032E-57	1,53033E-07
21	0	0	x	0
22	x	2,3854E-09	5,03116E-57	4,43561E-07
23	0	3,12796E-09	x	1,4556E-07
24	x	3,55732E-09	8,67712E-57	x
25	0	4,90213E-09	1,95309E-57	4,39283E-07
26	x	1,17508E-09	1,91926E-57	x
27	x	4,41198E-09	2,08695E-57	1,24436E-07
28	x	2,06355E-09	x	2,37255E-07
29	0	3,27443E-09	x	2,84516E-07
30	x	3,86722E-09	7,47286E-57	5,62265E-07
31	x	1,18161E-08	5,69028E-57	x
32	0	5,39553E-09	1,07787E-56	2,09229E-07
33	0	0	x	x

	Xylène	Toluène
10	x	x
11	0	0
12	0	x
13	1,34972E-10	2,39431E-57
14	x	x
15	2,29342E-10	5,44205E-57
16	3,09144E-10	1,82192E-56
17	4,87633E-11	9,333E-57
18	2,24693E-10	1,09855E-56
19	x	x
20	2,34914E-10	1,68302E-57
21	x	8,32697E-59
22	8,76692E-11	1,81159E-57
23	1,11448E-10	1,02357E-57
24	1,44719E-10	2,37387E-58
25	2,00353E-10	1,94307E-57
26	3,28888E-11	7,2671E-58
27	1,37293E-10	6,52171E-58
28	1,07979E-10	9,10182E-58
29	8,07018E-11	5,44696E-58
30	5,39436E-11	1,22434E-57
31	4,87143E-10	5,80383E-57
32	2,39408E-10	4,10058E-57
33	0	0

Tableau A13.3: Scores d'impact par dollar (DALY/$) des émissions intérieures en milieu de travail pour chaque division de la nomenclature internationale (effets non-cancérigènes)

	N-hexane	Trichloroéthylène	1,2-Dichloroethane	Dichlorométhane
10	1,45182E-09	x	0	x
11	x	0	0	0
12	0	0	0	x
13	x	0	0	5,0099E-08
14	0	x	0	x
15	8,48798E-10	x	0	7,82057E-09
16	7,46996E-09	x	0	x
17	x	x	0	x
18	4,96121E-10	0	0	6,61035E-09
19	x	0	0	0
20	8,4514E-11	0	x	7,90862E-09
21	5,01712E-10	x	x	x
22	2,48749E-10	0	x	1,53368E-08
23	6,15088E-11	x	0	3,02343E-08
24	x	0	0	4,05227E-09
25	6,3197E-10	0	0	1,79484E-08
26	x	0	0	6,56808E-09
27	x	0	x	4,14066E-09
28	4,55526E-10	0	0	8,57168E-09
29	3,84662E-11	0	0	1,26519E-08
30	1,69351E-10	0	0	3,1612E-09
31	4,03356E-10	0	0	2,53122E-08
32	x	0	0	3,80673E-09
33	x	x	0	x

	Benzène	Acétonitrile	Cumène	1,1,1-Trichloroéthane
10	x	0	0	0
11	x	0	0	0
12	0	0	0	0
13	x	0	x	0
14	x	0	0	x
15	x	0	0	x
16	x	0	0	x
17	x	x	x	x
18	0	0	1,98231E-11	0

19	x	0	0	0
20	2,53311E-11	9,01585E-11	x	x
21	0	x	0	0
22	0	x	x	0
23	3,40126E-12	0	x	x
24	0	x	x	x
25	0	x	x	0
26	9,53542E-12	x	x	0
27	x	x	x	0
28	0	x	x	0
29	0	x	x	0
30	9,4074E-12	0	0	0
31	x	0	x	0
32	x	0	0	0
33	x	0	0	x

	Cyclohexane	Tétrachloroéthylène	2-Méthoxyéthanol	Méthanol
10	x	x	0	x
11	0	0	0	x
12	0	0	0	0
13	x	x	x	x
14	x	x	x	0
15	2,31083E-09	x	x	x
16	x	0	x	x
17	x	x	0	1,75801E-10
18	x	6,36082E-08	x	x
19	x	0	0	0
20	2,0648E-11	x	x	1,43157E-11
21	0	0	0	2,44325E-11
22	6,94085E-11	8,38001E-09	x	1,85937E-11
23	x	x	x	x
24	0	x	0	x
25	x	1,94019E-08	x	3,41827E-11
26	x	x	x	x
27	x	x	4,18934E-09	x
28	1,88949E-10	x	x	x
29	x	2,03091E-09	0	x
30	x	1,11765E-08	x	5,40971E-

				11
31	x	x	x	x
32	5,07743E-11	x	x	x
33	x	0	0	0

	2-Ethoxyethanol	1,4-Dioxane	1,2,4-Triméthylbenzène	Chloroforme
10	0	0	0	x
11	0	0	0	0
12	0	0	0	0
13	x	x	x	x
14	x	0	0	0
15	x	0	0	0
16	x	0	x	0
17	x	x	x	0
18	7,73539E-10	x	0	x
19	0	0	0	0
20	7,62643E-11	x	0	1,92591E-09
21	0	x	0	9,05118E-09
22	3,07307E-10	x	x	x
23	x	0	x	0
24	x	x	x	0
25	4,16109E-10	x	0	0
26	x	x	x	x
27	9,44259E-10	0	x	0
28	x	x	x	0
29	x	0	x	0
30	x	0	x	0
31	1,752E-09	x	x	0
32	4,15694E-11	x	x	0
33	0	x	x	0

	Alcool Tert-butylique	Ethylbenzène	Alcool Isopropylique	Styrène
10	x	0	x	0
11	0	0	x	0
12	0	0	x	0
13	x	x	x	1,66374E-08
14	0	x	x	0
15	0	x	0	x
16	x	2,50439E-11	0	6,32418E-09
17	0	x	0	x

18	0	1,80806E-11	0	x
19	0	x	0	0
20	x	2,18383E-11	0	7,03999E-09
21	0	0	x	0
22	x	8,96578E-12	0	2,04052E-08
23	0	1,17568E-11	x	6,6962E-09
24	x	1,33706E-11	0	x
25	0	1,84252E-11	0	2,02084E-08
26	x	4,41665E-12	0	x
27	x	1,65829E-11	0	5,72445E-09
28	x	7,75609E-12	x	1,09145E-08
29	0	1,23073E-11	x	1,30886E-08
30	x	1,45353E-11	0	2,58659E-08
31	x	4,44121E-11	0	x
32	0	2,02797E-11	0	9,62521E-09
33	0	0	x	x

	Xylène	Toluène
10	x	x
11	0	0
12	0	x
13	7,22521E-10	6,17838E-10
14	x	x
15	1,22769E-09	1,40429E-09
16	1,65488E-09	4,70136E-09
17	2,61035E-10	2,40832E-09
18	1,20281E-09	2,83474E-09
19	x	x
20	1,25752E-09	4,34294E-10
21	x	2,14872E-11
22	4,69303E-10	4,67471E-10
23	5,96593E-10	2,64126E-10
24	7,74694E-10	6,12563E-11
25	1,07251E-09	5,01398E-10
26	1,76057E-10	1,87523E-10
27	7,34943E-10	1,68289E-10
28	5,78024E-10	2,34867E-10
29	4,32005E-10	1,40556E-10
30	2,88766E-10	3,15933E-10
31	2,60773E-09	1,49764E-09
32	1,28158E-09	1,05813E-09
33	0	0