

**Université Libre de Bruxelles**  
**Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire**  
**Faculté des Sciences**  
**Master en Sciences et Gestion de l'Environnement**

---

**Incidence des composés organiques volatils émis par les matériaux de construction (et d'ameublement) sur la qualité de l'air intérieur, évaluation des risques et intérêt de l'utilisation d'indicateurs d'impact sanitaires basés sur une méthodologie « Analyse du cycle de vie » : le cas du pin massif**

---

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par

Geoffroy Tillieux

en vue de l'obtention du grade académique de

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Finalité Gestion de l'environnement ENVI5G-M

Année Académique : 2016-2017

Directeurs de mémoire :

M. Marc Degrez, IGEAT, ULB.

Mme. Catherine Bouland, Ecole de Santé Publique, ULB



## Table des matières

Définitions, acronymes et abréviations utilisés dans ce mémoire.....	vi
Définitions .....	vi
Acronymes.....	vii
Abstract .....	ix
Résumé.....	xi
I. Introduction, contexte et concept clés sur l'évaluation des risques et la caractérisation des impacts sanitaires des COVs.....	1
I.1. Introduction.....	1
I.2. Mauvaise qualité de l'air intérieur, COVs, poids et types de maladies, étiologie .....	2
I.2.1. Mauvaise qualité de l'air intérieur : poids et types de maladies .....	2
I.2.2. Etiologie.....	4
I.2.3. La pollution par les COVs : un impact mésestimé ? .....	5
I.2.4. La nécessité d'agir sur plusieurs causes de pollution en parallèle.....	6
I.3. Quels COVs ? .....	7
I.4. Qualité de l'air intérieur et COVs : cadre réglementaire pertinent.....	7
I.4.1. La directive 2010/31/UE sur la performance énergétique des bâtiments.....	7
I.4.2. Règlement REACH sur les substances chimiques .....	8
I.4.3 Réglementation sur les COVs émis par les produits de construction .....	10
I.4.4. Information environnementale et sanitaire.....	11
I. 5. Evaluations des risques liés aux substances chimiques pour la santé humaine : approche « classique » .....	12
I.6. Etude d'impact avec la méthodologie « analyse du cycle de vie » de Usetox : une évaluation de risque « probabiliste ».....	14
I.7 La classification des propriétés toxicologiques (et écotoxicologiques) des substances chimiques .....	20
I. 8 Valeurs guide OMS et valeurs sanitaires seuils (DNELs, EU-LCI et valeurs nationales) : comment sont-elles établies ? .....	21
II. Matériaux et méthodes.....	25
II.1 Approche méthodologique .....	25
II. 2 Occurrence des COVs issus des produits de construction et sélection de substances/matériaux représentatifs .....	25
II. 3 Sélection du matériau pour l'étude de cas et inventaire des substances émises.....	27

II. 4 Etude de cas : calcul des profils d'émission des matériaux en pin massif .....	30
II.5 Paramètres d'exposition : produits de construction et ameublement dans l'air intérieur ....	37
II. 6 Scénarios sélectionnés pour l'étude de cas.....	40
II. 7 Screening des COVs retenus pour l'analyse des scénarios de l'étude de cas .....	43
II.8 Profil toxicologique détaillé des substances sélectionnées pour l'étude de cas .....	43
II.9 DALYs, QALYs et valeur monétaire .....	43
III. Résultats .....	45
III.1. Occurrence de COVs dans l'air intérieur et origine.....	45
III.2 Caractérisation des risques pour le scénario de base et sélection des substances étudiées plus en détail .....	47
III. 3 Profil toxicologique des principales substances émises par le bois de pin : éléments essentiels .....	49
III.4. Exposition : émissions et immissions .....	52
III.5. Caractérisation du risque .....	54
III.6. Analyse d'impact selon la méthode Usetox .....	55
III.7. Valeur monétaire des impacts .....	58
IV. Discussion.....	59
IV. 1. COVs provenant des produits de construction dans l'air intérieur, occurrence et toxicité : l'exemple des produits à base de pin.....	59
IV.2. Facteurs influençant l'immission et contrôle du risque sanitaire.....	60
IV. 3. Etude d'impact avec Usetox 2.0 : apports, perspectives et contraintes.....	62
IV. 4. De l'emploi qu'on peut faire de la conversion en valeur monétaire des impacts .....	67
V. Conclusions et recommandations.....	68
V.1. Conclusions.....	68
V.2. Recommandations .....	70
Bibliographie.....	72
Documentation technique, guides et normes.....	72
Littérature scientifique.....	73
Réglementation en vigueur et en préparation.....	84
Presse, conférences et séminaires .....	86
Annexes .....	88
Annexe 1 : Facteurs d'évaluation utilisés pour la dérivation du DNEL.....	89
Annexe 2 : Occurrence de COVs dans l'air intérieur et sélection substances et matériaux pour étude de cas .....	91
Annexe 3 : Inventaire des émissions du pin massif par substance .....	96

Annexe 4 : Profils d'émission depuis le pin massif calculés par substance.....	103
Annexe 5 : Profil toxicologique des principales substances émises par le bois de pin : discussion détaillée.....	104
1. Toxicité des monoterpènes.....	104
2) toxicité du formaldéhyde.....	105
3) Toxicité du furfural.....	107
4) Toxicité de l'hepténal, du nonénal et de l'undécénal.....	108
Annexe 6 : Profils d'immission par substance en fonction des émissions.....	110
Annexe 7 : Facteurs d'effets pour les substances émises par le pin massif (Usetox et dérivation selon méthodologie Usetox).....	111

## Récapitulatif des figures et graphiques :

Figure 1 : Poids de maladie (Burden of Disease) attribuable à une mauvaise qualité de l'air intérieur (QAI) en UE allouée en fonction du type de maladie (en DALY), Projet Healthvent, Hänninen et al. (2013).....	2
Figure 2 : Poids de maladies (BOD) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur en Belgique par type de maladie.....	3
Figure 3 : Poids de maladie (Burden of Disease) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur (QAI) en UE allouée en fonction du type de polluant (en DALY), Projet Healthvent, Hänninen et al. (2013).....	4
Figure 4 : Poids de maladies (BOD) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur en Belgique en 2010 par type d'exposition/agent pathogène.....	5
Figure 5 : Représentation schématique du modèle Usetox avec le compartiment air intérieur incorporé.....	16
Figure 6 : Emission moyenne o-cumène pin massif (de l'installation à la 25ème année).....	34
Figure 7 : Emission moyenne long terme 9 OSBs.....	35
Figure 8 : Emission moyenne alpha pinène du pin massif (de l'installation à la troisième année).....	35
Figure 9 : Emission moyenne de l'hepténal depuis le pin massif (de l'installation à la 25ème année).....	36

## Récapitulatif des tableaux :

Tableau 1 : Réglementation PEB en Belgique et débits ventilation.....	8
Tableau 2: Toxicité aiguë GHS.....	20
Tableau 3 : Irritants et GHS.....	20
Tableau 4 : Sensibilisants et GHS.....	21
Tableau 5 : Les substances cancérigènes - classifications CIRC et GHS.....	21
Tableau 6 : pertinence substance pour notre étude.....	26
Tableau 7 : Emissions à l'état stationnaire (émission à 28 jours)( en µg/m <sup>2</sup> h) des terpènes émis par les produits bois et leur distribution statistique.....	28
Tableau 8 : Pin massif substances émises (inventaire).....	29
Tableau 9 : Emissions α-pinène pin massif.....	31

Tableau 10 : Divers modèles d'émission pour prédire les émissions à long terme des produits en bois .....	33
Tableau 11 : Paramètres dérivés par Chaudary et al pour les produits bois utilisant le modèle décroissant double du premier ordre de Brown (1999) .....	33
Tableau 12 : Variabilité cumulée des paramètres influençant l'exposition aux COVs.....	37
Tableau 13 : Variabilité des taux de renouvellement d'air .....	37
Tableau 14 : Effet de la température sur les émissions de COVs (Lee et al 2012 23°C à 35°C) .....	39
Tableau 15 : Effet de la température sur les émissions de formaldéhyde (An et al 20° à 32°C C) .....	40
Tableau 16 : Récapitulatif des scénarios d'exposition et paramètre pour l'étude de cas : émissions produits en pin massif.....	42
Tableau 17 : QALY : Valeur monétaire (Annemans 2017) .....	44
Tableau 18 : Pertinence substance pour notre étude.....	45
Tableau 19 : Substances retrouvées dans l'air intérieur : sélection des substances les plus pertinentes pour l'étude de cas .....	46
Tableau 20 : Références utilisées pour l'étude d'occurrence .....	47
Tableau 21 : Pin massif : caractérisation du risque : scénario 6 : maison isolée peu ventilée.....	48
Tableau 22 : Tableau récapitulatif du profil toxicologique des principales substances émises par le pin massif.....	49
Tableau 23 : Emissions et immissions pinène selon différents scénarios.....	52
Tableau 24 : Emissions et immission de l'hepténal depuis le pin massif .....	53
Tableau 25 : RCR pin massif : émissions moyenne.....	54
Tableau 26 : RCR pin massif "émissions maximum" .....	55
Tableau 27 : Pin massif : toxicité chronique substances émises : Facteurs d'effet selon la méthodologie Usetox .....	56
Tableau 28 : Caractérisation des impacts moyens du pin massif : émissions moyennes (en DALY)....	57
Tableau 29 : Impact pin massif (émissions maximales) en DALY .....	57
Tableau 30 : Impact matériaux en pin conformes à l'AR belge (en DALY) .....	58
Tableau 31 : Impact pin massif conforme AgBB (en DALY) .....	58
Tableau 32 : valeur monétaire des impacts du pin massif (en €).....	58
Tableau 33 : Comparaison RCR et Impacts (DALY) dérivés par Usetox 2.0 .....	63
Tableau 34 : Gain en DALY suite à l'introduction de l'arrêté royal limitant les émissions des sols à base de bois/colle UF.....	66
Tableau 35 : Gain en DALY suite à l'introduction d'une norme limitant les émissions des lambris muraux à base de bois/colles UF.....	66
Tableau 36 : Gain en DALY par l'adoption de réglementation limitant les émissions COVs de produits de construction dans le cas d'une habitation principalement constituée de produits à base de colle UF et de bois (en DALY) .....	66
Tableau 37 : Gain de l'introduction de l'arrêté royal belge pour un sol bois/colle urée formaldéhyde (en €) .....	67
Tableau 38 : Gain liés à l'introduction de réglementation limitant les émissions : habitation à forte charge de matériau en pin (en €) .....	68
Tableau 39 : Facteurs d'évaluation par défaut .....	89
Tableau 40: Extrapolation allométrique pour différentes espèces comparées avec l'être humain <sup>a</sup> ..	90
Tableau 41 : Références utilisée pour l'étude d'occurrence des COVS et la sélection des substances/matériaux pour l'étude de cas .....	95

Tableau 42 : Inventaire des émissions du pin massif par substance.....	97
Tableau 43 : Profils d'émission depuis le pin massif calculés par substance .....	103
Tableau 44 Profils d'immission par substance en fonction des émissions .....	110
Tableau 45 : Dérivation des facteurs d'effet Usetox.....	112

## Récapitulatif des équations

Équation 1 : Caractérisation du risque .....	13
Équation 2 : Facteurs de caractérisation Usetox.....	14
Équation 3: Usetox Facteur d'Effet (EF) inhalation cancer.....	16
Équation 4 : Usetox Facteur d'Effet inhalation non-cancer .....	17
Équation 5 : Usetox 2.02 Fraction inhalée air intérieur "ménages".....	18
Équation 6 : Ajustement concentration de départ pour calcul NOAEL pour durée du test vers exposition continue.....	23
Équation 7: Seconde loi de Fick.....	30
Équation 8 : Loi de Henry .....	30
Équation 9 : Conversion émission en concentration et vice et versa .....	31
Équation 10 : Conversion d'une valeur en l/pers.s en taux de renouvellement d'air horaire .....	60

## Définitions, acronymes et abréviations utilisés dans ce mémoire

### Définitions

**Air ambiant** : air à l'extérieur des bâtiments, par opposition à l'air intérieur des habitations (OMS 2017).

Air extérieur de la troposphère, à l'exclusion des lieux de travail tels que définis dans la Directive 89/654/CEE, auxquels s'appliquent les dispositions en matière de santé et de sécurité au travail et auxquels le public n'a normalement pas accès (Directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe)

**Aubier** : Partie périphérique, jeune, vivante et de teinte claire, du bois des arbres (Larousse 2017).

**BOD (Burden of Disease): Poids de Maladie** : La somme des DALYs pour une population donnée, c'est-à-dire l'écart entre l'état de santé de cette population et une situation sanitaire idéale ou l'ensemble de la population vie jusqu'à un âge avancé sans maladie ni handicap (OMS 2017 : [http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/metrics\\_daly/en/#](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/#)).

Attention, en 2012, l'OMS a procédé a un changement méthodologique majeur (plus d'actualisation pour l'âge, espérance de vie fixée à 92 ans etc...). Les données OMS à partir de 2012 ne sont plus comparables aux données antérieures. Le BOD prendra encore plus en compte la mortalité infantile, mais aussi les maladies des personnes âgées. Les nouveaux BOD comme par exemple dans le LANCET 2012 sont bien supérieurs aux BOD antérieurs.

**Bois de Coeur ou duramen**: Cœur des troncs d'arbres, partie centrale plus colorée, imputrescible, dépourvue de tissus vivants, souvent dure et lourde, et qui s'oppose par tous ces caractères à l'aubier qui l'entoure.

**Composés organiques volatils (COV)** : Molécules formées principalement de liaisons entre des atomes de carbone et des atomes d'hydrogène [] et sont volatils dans les conditions habituelles de température et de pression » (Blavier et al 2013).

Pour être plus précis, l'OMS et la norme ISO 16000-6 définissent les COVs comme étant des substances organiques dont la température d'ébullition est comprise entre (50 °C à 100 °C) et (240 °C à 260 °C).

**COV Totaux (COVT)** : somme des émissions de COVs depuis un matériau.

**DALY : Disability Adjusted Life Year** : Un DALY correspond à une année de vie en bonne santé (perdue) (OMS 2017).

**DALY** = YLL+ YLD

YLL : Years of Life Lost : années de vie perdues

YLL = N x L (Nombre de décès x espérance de vie à l'âge du décès)

YLD : Year of Life Disabled : années de vie avec un handicap

YLL= I x DW x L (Nombre de cas Incident x Poids de Handicap x Espérance de vie jusqu'à rémission ou décès)

**DNEL : Derived No Effect Level** : Niveau dérivé sans Effet : le niveau maximal d'exposition à la substance auquel l'être humain peut être soumis » (REACH, annexe I, § 1.01 )

**EU-LCI : European Union Lowest Concentration of Interest** : Concentrations Limites d'intérêt UE : valeurs sanitaires, exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et utilisées pour évaluer les émissions après 28 jours d'un produit individuel dans une chambre test (comme défini par la Spécification technique, TS 16516). Elles sont utilisées pour l'évaluation du risque lié aux produits avec comme but ultime d'éviter des risques sanitaires liés à l'exposition chronique de la population» (Kephalopoulos et al. 2013, p. 15)

**Immission** : L'immission est la concentration de l'ensemble des polluants, primaires et secondaires, qui agissent sur l'environnement et les individus. La mesure de l'immission d'un milieu est donc représentative de la qualité de ce milieu. (<http://www.futura-sciences.com>).

**QALY : Quality Adjusted Life Year** : Quality Adjusted Life Year : une année de vie avec une santé permettant une vie de qualité [National Research Council of the Academies (2010)]

**Quantitative Structure Activity Relationship : QSAR** : méthodes pour estimer les propriétés d'une substance chimique à partir de sa structure moléculaire. Elles ont le potentiel de fournir de l'information sur la toxicité des substances chimiques tout en diminuant le temps, le coût et l'expérimentation animale nécessaire aujourd'hui. ( OCDE 2017: <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/oecdquantitativestructure-activityrelationshipsprojectqsars.htm> )

## Acronymes

**AgBB** : Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (Allemagne)

**AFFSET** : Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail

**ANSES**: Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)

**CLI** : Concentration Limite d'Intérêt : valeur seuil d'immission française

**COV** : Composé Organique Volatil

**COVT** : COV Totaux.

**CRIPi** : Cellule Régionale d'Intervention en Pollution Intérieure de la région bruxelloise-« ambulance verte ».

**DNEL** : Derived No Effect Level

**EU-LCI** : European Union Lowest Concentration of Interest

**NIK** : Niedrigste Interesse Konzentration : valeur seuil d'immission allemande

**OQAI** : Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (France)

**QSAR** : Quantitative Structure Activity Relationship

## Abstract

*Background and purpose:* In industrialized countries, people spend up to 90% of their time inside increasingly better insulated buildings but at the same time not well ventilated, which leads to an accumulation of pollutants in indoor air including Volatile Organic Compounds (VOCs). Poor indoor air quality contributes to an increase of cardiovascular diseases, lung cancer and respiratory illness such as asthma and chronic obstructive pulmonary diseases (COPD) (Hänninen et al. 2013). Those VOCs have a generally underestimated health impact in the case of renovated dwellings. In Belgium, a Royal Decree of 8 May 2014 regulates the placing on the market of floor coverings imposing a long term air concentration limits (a.k.a. Lowest Concentrations of Interest) for substances emitted by those products after 28 days of installation in a standard chamber. The purpose of this thesis is to understand the parameters influencing risks related to those substances and whether those are adequately controlled (risk characterization). It also explores to which extent an information tool based on the probabilistic model Usetox 2.0 (PNUE-SETAC consensus model, Rosenbaum et al. 2008 and 2015) can contribute in improving health protection.

*Materials and methods:* A systematic screening of VOCs that may be found in indoor air was undertaken and enabled to select a construction/furniture material emitting significant COVs : solid pine wood. An inventory of the emission was completed and an approach devised in order to determine 3 different emission profiles: sharp decrease (typical for o-cymene), medium then slow (terpenes), growth followed by slow decrease (aldehydes, oxidation products of terpenes). The substances emitted by solid pine are evaluated in varying the parameters influencing exposure (air exchange rate, emissions intensity and profile, humidity, temperature, time spent indoor). An approach to monetize health impact is proposed.

*Results:* Information on chronic respiratory effects is not available for most substances especially concerning asthma and hypersensitivity (causal link, dose-response information). Other effects such as cancer, hyperplasia, irritation or inflammatory effects are used to derive chronic threshold concentration levels. Exposure may vary by a factor 3864 depending on the scenario. 3 main parameters influence this exposure: ventilation, emission from the material and humidity. Products based on solid pine wood may release important quantities of terpenes and aldehydes, the latter being oxidation products of terpenes. The emission of those oxidation products is repeatedly underestimated by the 28 days test. For scenarios in which the load of solid pine wood is high (e.g. floor, ceiling and wall or furniture), product following the Royal Decree generally lead to adequately controlled risk for all scenarios except for  $\alpha$ -pinene in case of high humidity level or in the worst case scenario and specific aldehydes such as heptenal and nonenal in case of high humidity levels, worst case or low air exchange rate. The Usetox impact analysis predicts the loss of one month of life in good health for heptenal and nonenal for the same scenario but only a limited impact of  $\alpha$ -pinene. The impact of formaldehyde leads to the loss of at least one month of life in good health for 6 scenarios on 12. The results also enable to see the cumulated impacts of substances emitted from solid pine would (1 month to 3 years of life in good health depending on the scenario except in the case of a house following the Belgian passive standard where a full indoor air renewal every 40 minutes is mandatory). The cumulated impact in monetary value varies from €1,785 to €137,960 depending on the scenario.

*Discussion:* The impact of the studied substances is underestimated by the Belgian regulation: long term air concentration limits (Lowest concentration of Interest) largely ignore endpoints such as asthma, underestimate the effect of terpene oxidation products. Taking into account the fact that a policy solely focusing on increasing air exchange rate through ventilation would not be optimum from a public health point of view since one has to take into account pollutants from outdoor air which would be introduced in indoor air by this ventilation system, emission source control remains a necessary strategy (Healthvent Project, Hänninen et al. 2013). Taking into account the variability of exposure driving parameters, a limitation of the placing on the market of products cannot cover every potentially harmful setup or specific situation. Assumptions for the use, scope and uncertainties of results obtained by the Usetox model, which could be the basis for an information tool, are discussed. A good correlation between the impact predictions of the Usetox and classical risk characterization is observed in the considered case study. We also show practical use of monetized Usetox health impact helping an investment decision for a ventilation system for a house predominantly built and furnished with solid pine wood or quantifying the impact of the introduction of the Belgian Royal Decree, which limited formaldehyde emission from wooden floorings.

*Conclusions and recommendations:* whilst current regulations limiting COV emissions in flooring are generally protective, they do not or insufficiently cover some health risks, for which we recommend the following actions and research developments:

- 1) Belgian authorities should consider to extend the scope of the regulation on COVs to other building materials and furniture
- 2) Developing an information tool based on health cost impact indicators for construction and furniture products following a methodology like Usetox 2.0 could potentially address the following issues : underestimation of impacts related to oxidation and reaction products occurring after 28 days of installation, cumulated impacts of one substance emitted from different construction and furniture products, impact of substances additivity. Four main developments should be envisaged to achieve this: public availability of reliable dose-response information on substances; wide availability of emissions data from tests, potentially in a centralized database; precise definition of which substances have a similar mode of action and endpoint; differentiating impact per disease type.
- 3) Combining health impact indicators with monetization may be interesting as a tool helping investment, purchase or policy decisions.
- 4) More in depth research is necessary in order to understand modes of action, dose-response and quantitative impact of exposure of substances on asthma, allergization and other respiratory diseases as well as combined and synergistic effects of specific substances present in indoor air.
- 5) Finally, a better understanding of the impact of exposure to pollutant originating indoor and key drivers such as humidity and temperature should be investigated to review the conclusions of the project Healthvent (Hänninen et al. 2013 and define optimal ventilation rates and installations.

## Résumé

*Contexte et objectifs* : Dans les Pays industrialisés, la population passe jusqu'à 90% de son temps à l'intérieur de bâtiment de mieux en mieux isolés et souvent mal ventilés, ce qui mène à une accumulation des polluants à l'intérieur dont les Composés Organiques Volatils (COVs). La mauvaise qualité de l'air intérieur contribue à une augmentation des maladies cardiovasculaire, de cancer des poumons et d'affections respiratoires tels l'asthme et les broncopneumopathies chroniques obstructives (BPCO) (Hänninen et al. 2013). Ces COVs ont un impact sanitaire sous-évalué en général dans le scénario spécifique de logements rénovés. En Belgique, un arrêté royal du 8 mai 2014 régleme la mise sur le marché des revêtements de sol en imposant un seuil de concentration (Concentrations Limite d'Intérêt) dans l'air pour les substances émises par un produits après 28 jours d'installation dans une chambre test standard. L'objectif du mémoire est de comprendre les paramètres influençant les risques associés à ces substances et s'ils sont adéquatement contrôlés (caractérisation du risque). Il investigue aussi dans quelle mesure un outil d'information sous la forme d'indicateurs d'impact sanitaire basés sur la méthodologie probabiliste Usetox 2.02 (modèle de consensus PNUE-SETAC, Rosenbaum et al. 2008 et 2015) peut contribuer à améliorer la protection de la santé.

*Matériaux et méthodes* : Un screening systématique des COVs présent dans l'air intérieur est effectué et permet de sélectionner un matériau de construction/ameublement émettant des COVs significatifs, le pin massif. Un inventaire des émissions est réalisé et une approche pour déterminer 3 différents profils d'émission définie : (décroissance initiale rapide puis lente (cas typique de l'ocumène), moyenne puis lente (terpènes), croissance suivie d'une décroissance lente (aldéhydes, produits d'oxydation des terpènes). Les substances émises par le pin massif sont évaluées en variant les paramètres influençant l'exposition (taux de renouvellement d'air, profil et intensité des émissions, humidité, température, temps passé à l'intérieur). Une approche pour monétiser les impacts sanitaires est proposée.

*Résultats* : L'information sur les effets chroniques respiratoires n'est pas disponible pour une approche quantitative pour la plupart des substances surtout pour l'asthme et autres hypersensibilités (lien de causalité, information dose-réponse). D'autres effets, tels effet cancérigène, hyperplasie, irritation ou inflammation sont utilisés pour la dérivation de niveaux seuils d'immission. L'exposition peut varier d'un facteur 3864 selon le scénario. 3 paramètres principaux influencent cette exposition : ventilation, émission du matériau, humidité. Les produits en bois de pin peuvent donner lieu à des émissions importantes de terpènes et d'aldéhydes, ces derniers se formant suite à l'oxydation des terpènes. L'émission de ces produits d'oxydation est sous-estimée systématiquement par les tests à 28 jours. Pour des scénarios supposant l'aménagement des locaux avec des sols, plafond et lambris ou meubles en bois de pin avec des produits conformes à l'arrêté royal, les risques sont en général contrôlés pour tous les scénarios à part pour l' $\alpha$ -pinène en cas d'humidité forte ou dans le scénario du pire et pour certains aldéhydes tels l'hepténal ou le nonénal en cas d'humidité forte ou de faible taux de renouvellement d'air. L'analyse d'impact Usetox, quant à elle, prédit la perte d'au moins un mois de vie en bonne santé pour l'hepténal et le nonénal pour le même scénario, mais un impact limité pour l' $\alpha$ -pinène. L'impact du formaldéhyde engendre la perte d'au moins 1 mois de vie en bonne santé de 6 scénarios sur 12. Les résultats permettent aussi de voir l'impact cumulés de l'exposition aux substances émises par le pin massif (perte de 1 mois à 3 ans de vie en bonne santé selon le scénario sauf dans le cas de la maison standard passif où un

renouvellement d'air est obligatoire toutes les 40 minutes). L'impact cumulé en valeur monétaire varie de 1.785 € à 137.960 € pour le même cas.

*Discussion* : L'impact des substances étudiées est sous-estimé par la réglementation belge : valeurs seuils chroniques (Concentrations Limite d'Intérêt) ignorant effets tel asthme, sous-estimation des émissions des produits d'oxydation. Etant donné les limites du point de vue sanitaire d'un tout à la ventilation en raison de la pollution de l'air extérieur, le contrôle des émissions de polluant à la source est une stratégie nécessaire (Projet Healthvent, Hänninen et al. 2013). Vu la variabilité des paramètres, une approche réglementaire restreignant la mise sur le marché des produit ne pourra couvrir tous les cas de figure ou situations particulières. On discute les hypothèses d'utilisation et le champ d'application et les incertitudes liés à des indicateurs d'impact sanitaires tels ceux obtenu selon la méthodologie Usetox qui pourraient servir de base à un outil d'information. On trouve une assez bonne corrélation entre les prédictions d'impact par Usetox et l'approche classique de caractérisation du risque dans l'étude de cas considérée. Nous montrons aussi des applications pratique d'une conversion des résultats de Usetox en valeur monétaire aidant au choix de l'installation d'un système de ventilation pour une maison essentiellement aménagée avec du pin ou l'impact de l'introduction de la réglementation belge en limitant les émissions de formaldéhyde dans les sols en bois.

*Conclusions et recommandations* : Si les réglementations actuelles limitant les émissions COVs dans les revêtements de sol sont en général protectrices, elles n'adressent pas ou insuffisamment certains risques sanitaires pour lesquels nous proposons les recommandations suivantes :

- 1) Les autorités belges devraient considérer l'opportunité d'étendre le champ d'application de la réglementation COV aux autres matériaux de construction et d'ameublement.
- 2) Le développement d'un outil d'information basé sur des indicateurs d'impact sanitaire relatifs aux produits de construction et d'ameublement et suivant une méthodologie tel Usetox 2.0 peut potentiellement résoudre les lacunes liées à la sous-estimation des émissions après 28 jours des produits d'oxydation, l'addition d'une même substance émise par des produits différents, adresser dans une certaine mesure l'additivité des substances. Cela suppose essentiellement quatre développements : la mise à disposition publique de données toxicologiques dose-réponse fiables ; la disponibilité aussi large que possible des tests d'émission sur les produits, éventuellement dans une base de donnée centralisée ; une définition précise des substances ayant un même mode d'action pour le même effet ; une différenciation des impacts des effets par type de maladie.
- 3) Combiner ces indicateurs d'impact sanitaire avec une évaluation des impacts en termes monétaires, peut s'avérer intéressant pour aider à la prise de décision d'investissement, d'achat ou de formulation d'une politique publique.
- 4) Une recherche plus approfondie est nécessaire pour comprendre les modes d'action, la relation dose-réponse et d'appréhender de manière quantitative l'incidence de l'exposition aux substances chimiques sur l'asthme, les allergies et d'autres affections respiratoires ainsi que les effets combinés et synergiques de certaines substances présentes dans l'air intérieur.
- 5) Enfin, une meilleure compréhension des impacts de l'exposition aux polluants ayant pour origine l'air intérieur et d'autres paramètres tels l'humidité et la température mériterait d'être étudié, pour revoir les conclusions du projet Healthvent (Hänninen et al. 2013) et définir des seuils sanitaires optimum de ventilation.

# I. Introduction, contexte et concept clés sur l'évaluation des risques et la caractérisation des impacts sanitaires des COVs

## I.1. Introduction

Depuis les années 80 et certainement depuis le début des années 2000, nos bâtiments tendent à être de mieux en mieux isolés en raison de prix toujours plus élevés de l'énergie et de mesures prises par le législateur pour économiser cette énergie et réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Cette isolation en combinaison avec une ventilation souvent inadéquate a pour effet de dégrader la qualité de l'air intérieur que ce soit en augmentant l'humidité, la prolifération de moisissures ou encore l'accumulation de polluants tels des substances chimiques ou des particules fines. Ce problème est d'autant plus important dans nos sociétés industrialisées que nous passons de 60 à 90% de notre temps à l'intérieur.

Parmi les contributeurs à cette mauvaise qualité de l'air extérieur, on a identifié les composés organiques volatils (COV), notamment ceux émis par les produits de construction et d'ameublement. Dans la deuxième partie des années 2000 en commençant par l'Allemagne (AgBB 2003), plus récemment en Belgique (2014), des réglementations visant à limiter les émissions de COVs depuis les produits de construction sont adoptées.

Dans ce mémoire, nous nous proposons de prendre du recul et de répondre aux questions suivantes :

Quels sont les risques engendrés par les COVs émis par les produits de construction (et d'ameublement)? Des dispositions normatives sur l'aménagement du bâtiment et la sélection des matériaux limitent-elles ces risques de manière adéquate ? Enfin, quelles sont les contraintes et le champ d'application des indicateurs d'impact sanitaires, un outil d'information potentiel pour les concepteurs de bâtiment ou les consommateurs ?

Tout d'abord, nous mettrons en perspective les émissions de COV provenant des matériaux de construction (et d'ameublement) avec les autres sources de pollution intérieure et ferons le point sur les réglementations influant sur la qualité de l'air intérieur.

Nous nous intéresserons ensuite à comment procéder à un inventaire des données d'émissions de COV des produits de construction (et d'ameublement) , aux méthodes d'évaluation du risque relatives aux COVs et aux paramètres influençant l'exposition à ces substances. Nous chercherons entre autres à déterminer dans quelle mesure les réglementations actuelles sont suffisamment protectrices de la santé des occupants du bâtiment ou non.

Nous chercherons enfin à déterminer si l'utilisation d'indicateurs d'impact sanitaires dérivés de la méthodologie analyse du cycle de vie peut, au-delà de la protection apportée par la réglementation, permettre au concepteur d'un bâtiment, à l'architecte d'intérieur ou au particulier de poser des choix pour un aménagement plus sain du bâtiment sur base d'une information objective. Plus précisément dans le champ limité de notre étude, nous nous intéresserons au modèle Usetox, le modèle de consensus PNUE-SETAC (Programme des Nations-Unies pour l'Environnement- Society of Environmental Chemistry and Toxicology). Ceci est d'autant plus pertinent que le réglementateur belge et européen ainsi que les forces du marché poussent à une utilisation d'indicateurs d'impacts

environnementaux et sanitaires basés sur une méthodologie scientifique robuste issue de l'analyse du cycle de vie cycle de vie.

Pour illustrer notre propos et comprendre l'interaction des divers paramètres, nous avons décidé de nous intéresser au pin massif et à son utilisation comme étude de cas. L'évaluation des risques associés ou de l'impact des COV émis par ce matériau a été réalisée de manière détaillée en suivant les approches mentionnées plus haut. Cette étude de cas fait apparaître des problématiques inattendues et probablement mésestimées. L'étude de cas occupe donc la plus grande partie de la section résultats et une part importante de la section discussion. Cette étude de cas n'est néanmoins pas une fin en soi, et nous ajouterons si approprié des informations complémentaires permettant de mieux comprendre les limites du système étudié.

## I.2. Mauvaise qualité de l'air intérieur, COVs, poids et types de maladies, étiologie

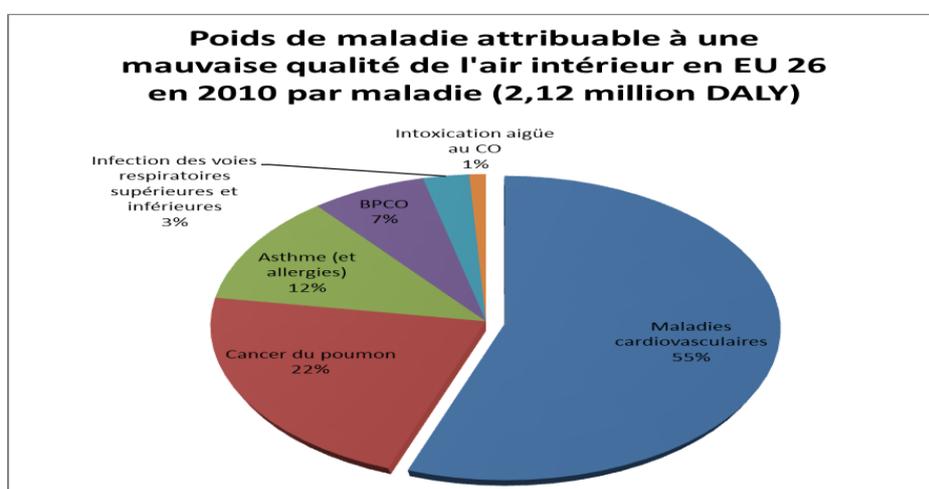
### I.2.1. Mauvaise qualité de l'air intérieur : poids et types de maladies

Les gens passent entre 60 et 90% de leur temps à l'intérieur de bâtiments, que ce soit leur habitation, leur lieu d'étude ou de travail. Comme l'indique la Figure 1 ci-dessous, d'après Asikainen et al. 2016, 2,1 millions d'années de vie en bonne santé (Disability Adjusted Life Year ou DALY) sont perdues par les citoyens européens chaque année à cause de la mauvaise qualité de l'air intérieur, soit 1 jour et demi chaque année. Cette publication se base sur un rapport du projet Healthvent (Hänninen et al 2013), rapport que nous avons utilisé pour revoir et comprendre les données sources.

Si l'on met en perspective l'impact de la mauvaise qualité de l'air intérieur avec toutes les autres causes de pathologies, il représente 3% du Poids de Maladie (Burden Of Disease ou BOD) pour l'Union européenne (soit 2,1 millions/65 millions de DALY par an : OMS 2004).

La Figure 1 ci-dessous détaille les types de maladies attribuées à la mauvaise qualité de l'air intérieur. Ainsi, cette pollution conduit pour 55% à une augmentation des maladies cardiovasculaires, 44% à des affections respiratoires (asthme, cancers du poumon, affections des voies respiratoires supérieures et inférieures, broncopneumopathies chroniques obstructives) et 1% à des intoxications aiguës (CO) (Hänninen et al 2013).

Figure 1 : Poids de maladie (Burden of Disease) attribuable à une mauvaise qualité de l'air intérieur (QAI) en UE allouée en fonction du type de maladie (en DALY), Projet Healthvent, Hänninen et al. (2013)

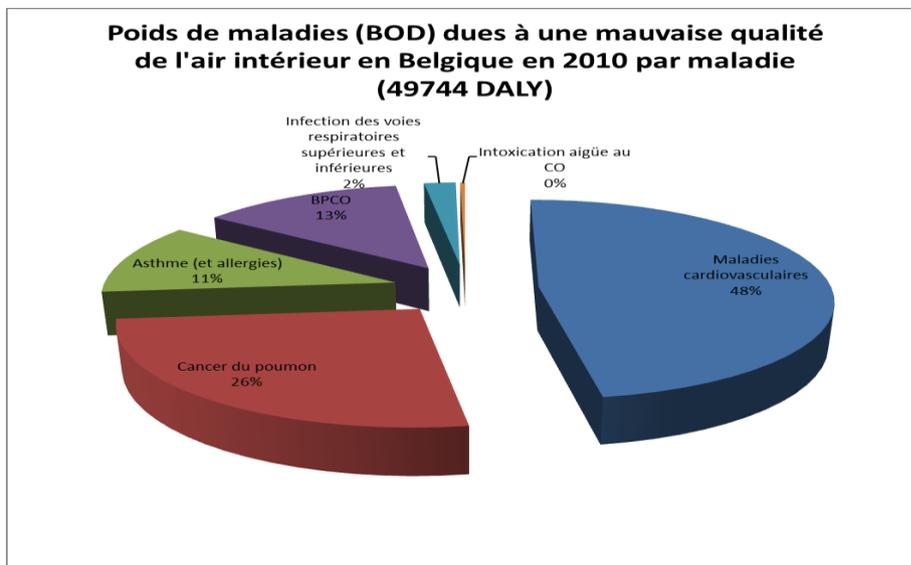


Les effets des maladies mentionnées plus haut occasionnent des coûts importants pour les systèmes de sécurité sociale et l'économie. Les maladies cardiovasculaires sont la principale cause de décès en Belgique et en UE suivies par les cancers. En outre, les maladies cardiovasculaires sont les premières causes de morbidité en Europe. Elles peuvent résulter en une augmentation des attaques cardiaques ou maladies cardiaques sérieuses ou en des accidents vasculaires cérébraux (Bouland et al 2010) menant à de forts handicaps et une aptitude au travail diminuée.

Les affections respiratoires sont particulièrement lourdes pour les patients et la société. En effet, si le nombre de décès est moins important que pour les maladies cardiovasculaires, les traitements sont pénibles, longs et continus. Ainsi, l'asthme entraîne une charge importante pour les soins de santé : « fréquentes consultations médicales, une utilisation prolongée de substances médicamenteuses et des hospitalisations », implication sociales ; « augmentation de l'échec scolaire et lacunes dans les interactions sociales chez les enfants » et enfin professionnelles : « absentéisme important et perte de productivité »<sup>1</sup> (Bouland et al. 2008a). Les BPCO quant à elles ont des effets similaires même si elles affectent en général des personnes plus âgées. « [La prise en charge médicale sérieuse nécessitée par les BPCO] semblerait nettement plus coûteuse que l'asthme (1,5) »<sup>2</sup> (Bouland et al. 2008b).

En Belgique, comme l'indique la Figure 2, la distribution des types de maladies occasionnées par une mauvaise qualité de l'air intérieur est similaire bien qu'on remarque une plus grande prévalence des BPCO et des cancers du poumon que la moyenne européenne.

Figure 2 : Poids de maladies (BOD) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur en Belgique par type de maladie



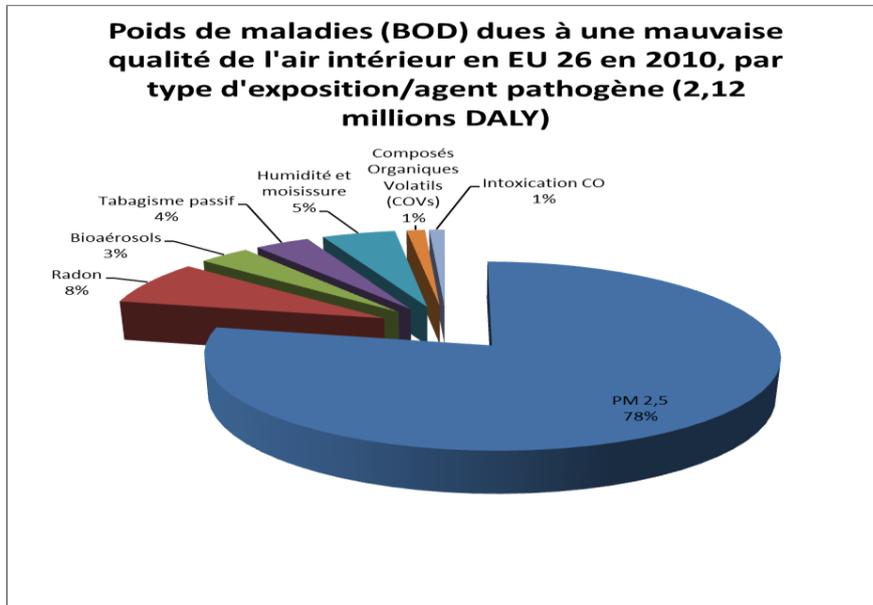
<sup>1</sup> Bouland et al. (2008a), p. 1.

<sup>2</sup> « En Europe, 1,5% des jeunes de 20 à 44 ans et 5 à 10% des plus de 45 ans , [facteur principal le tabac], les différences entre pays sont corrélées à la consommation de tabac» Bouland et al. (2008b).

## I.2.2. Etiologie

La Figure 3 détaille les causes de maladies associées à la qualité de l'air intérieur en Europe (UE26).

Figure 3 : Poids de maladie (Burden of Disease) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur (QAI) en UE allouée en fonction du type de polluant (en DALY), Projet Healthvent, Hänninen et al. (2013)



Près de 78% serait dû à l'exposition aux **Particules Fines** [surtout des PM 2.5, soit d'une taille inférieure à 2,5 µm venant surtout de l'air extérieur (pollution automobile, industrielle) : 61,8% du BOD en Europe) et aussi potentiellement de combustion de combustibles solides pour le chauffage ou la cuisine ou d'autres particules fines dans l'air intérieur : 16.3% du BOD associé à une mauvaise qualité de l'air].

A noter, que lors du Peer review de Asikainen et al. (2016), l'hypothèse que les PM 2,5 ayant pour origine l'air intérieur ont le même effet que les particules fines qui viennent de l'air extérieur a été mise en doute. L'auteur concède que « certaines particules fines et tout spécialement celles ayant pour origine la préparation de nourriture, la peau ou les vêtements des occupants et les textiles d'intérieur ont une composition chimique différente avec peu de preuves directes de leur toxicité »<sup>3</sup>. Il conclut que : « si l'on considère la contribution de cette fraction [de particules fines] au BOD comme trop incertaine, on peut l'abstraire du BOD. Au surplus, les conclusions de l'étude (cf infra) ne changeraient pas ».

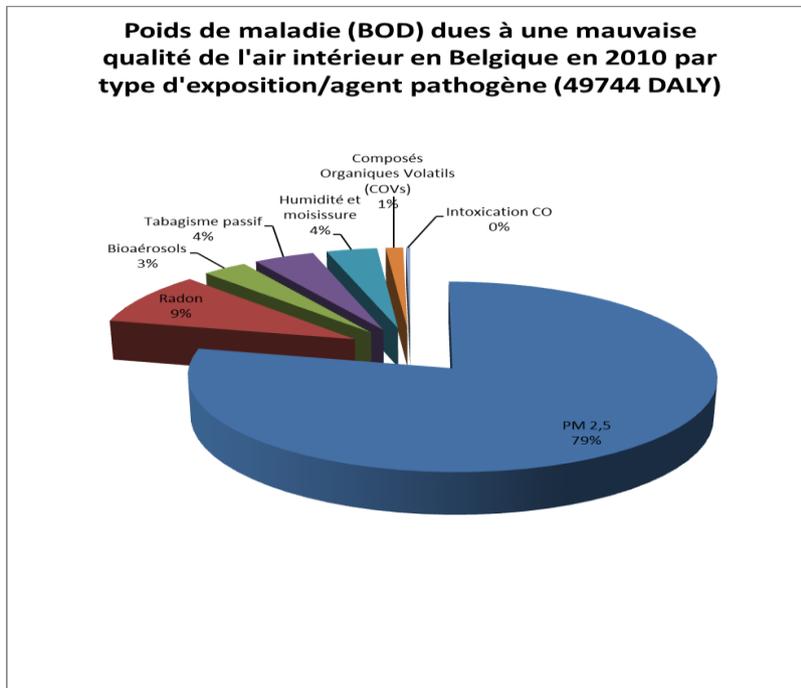
Le **radon**, gaz radioactif, occasionnerait jusqu'à 7,8% des maladies liées à la mauvaise qualité de l'air intérieur, mais cette exposition est spécifique à certaines régions et roches. Des normes de construction ou de ventilation appropriées ont été adoptées, bien que la mise en œuvre et l'efficacité des mesures au niveau européen soit variable.

L'**humidité et les moisissures** représenteraient 4,8% du BOD suivie par l'exposition aux **bioaérosols** (pollens et autres allergènes). Ensuite, le **tabagisme passif** contribuerait à 4% du poids de maladie. En queue de peloton viennent les **COVs 1,2% ou 25.474 DALY perdus par an** et les intoxications au **CO**.

<sup>3</sup> Asikainen et al 2016 p. 70

Comme l'indique la Figure 4, la situation au niveau belge est similaire. 573 DALY seraient perdus par an à cause de l'exposition aux COVs.

Figure 4 : Poids de maladies (BOD) dues à une mauvaise qualité de l'air intérieur en Belgique en 2010 par type d'exposition/agent pathogène



### I.2.3. La pollution par les COVs : un impact mésestimé ?

Mais alors pourquoi s'inquiéter de l'exposition COVs ? Ces statistiques sont trompeuses et il faut bien comprendre comment les interpréter et pourquoi une action est nécessaire.

Tout d'abord, quant à l'allocation du poids de maladie (BOD) lui-même, on remarquera que les experts disposent de peu de données précises. Dans le cas des BOD attribués par le projet Healthvent discutés plus haut, Aiskainen et al. (2016) se basant sur un avis d'expert dans des projets européens précédents (ENVI\_IAIAQ , voir Jantunen et al. 2011) attribuent seulement un effet dû au COV pour expliquer 5% des cas d'asthme dans l'UE 26. D'un autre côté, Fernandez et al. 2008 (projet ENVIE) attribuaient 321,000 DALY juste pour l'Europe de l'Ouest (EU 15) aux effets des COVs. On peut aussi noter que, dans sa méthodologie pour l'attribution des DALY à des sources air intérieur, l'OMS (Braubach et al. 2011) attribuent 3,7% de l'essoufflement (symptôme pour l'asthme) à l'exposition au formaldéhyde seul. Cette incertitude, peut-être attribuée d'après Jantunen et al. (2011) au manque de données épidémiologiques et d'exposition disponibles sur ces COVs (données pour la France OQAI et l'Allemagne (GerES I ... IV) et quelques études sur des villes : projets EXPOLIS, MACBETH, AIRMEX et PEOPLE.

De plus, il ne faudrait pas oublier que les cas de maladies associées aux COVs ne concernent qu'une partie limitée du bâti, essentiellement les biens qui viennent juste d'être rénovés, soit tout au plus quelques pourcents du parc immobilier. Dans ces cas, l'incidence des COVs peut être bien plus élevée, mais elle est masquée dans les valeurs moyennes concernant la population générale. Il ne

faut pas non plus exclure des effets à plus long terme, plus insidieux et que l'on ne peut attribuer de façon univoque aux COVs ou qui ne sont pas rapportés par les habitants ou les ambulances vertes comme ayant un lien avec les COVs. Avec une probable augmentation du coût de l'énergie et les directives de performance énergétiques des bâtiments, cette tendance pourrait se renforcer.

En outre, certaines expositions sont spécifiques à certaines régions, comme par exemple l'exposition au radon. Cela signifie que dans les régions où ces causes de pollutions ne sont que peu ou pas présentes, le poids relatif des effets liés aux COVs augmente.

De plus, une réduction de l'exposition à certaines sources n'est pas d'ailleurs toujours possible ou sera en tout cas partielle. Par exemple, les PM 2,5 peuvent être attribuées aux activités industrielles, au chauffage et au transport, mais aussi à des sources inattendues et qui peuvent être prépondérantes. Ainsi, à Bruxelles, la contribution du trafic à la teneur en particules fines est minoritaire et en constante diminution grâce à l'utilisation de filtres et l'évolution des technologies industrielles, d'incinération et de transport ou à l'encadrement/la diminution du trafic. D'autres phénomènes telles la formation d'aérosols secondaires ou une mauvaise dispersion des polluants due à des circonstances atmosphériques défavorables ont été observés et une grande partie de la concentration en particules fines peut-être expliquée par des transports de particules au niveau régional voire continental ou même intercontinental (p. ex. sable nord-africain). (Debrock et al. 2009).

#### **I.2.4. La nécessité d'agir sur plusieurs causes de pollution en parallèle**

L'approche pour améliorer la qualité de l'air intérieur est donc multiple. Une action sur les COVs peut renforcer d'autres actions de promotion de la santé. Ainsi, Jantunen et al. (2011) préconisent de combiner des mesures réglementaires pour réduire le poids de maladie lié à une mauvaise qualité de l'air intérieur par :

- l'installation et l'entretien de systèmes ventilations appropriés pour les bâtiments qui sont de plus en plus isolés
- la conception des bâtiments sûrs dans les régions à forte teneur de radon dans les sols
- la lutte contre l'humidité et les moisissures par l'implémentation de guidelines et l'installation de ventilation dans les salles de bains
- l'installation de détecteurs de CO.

Le projet Healthvent, postérieur, nuance les recommandations relatives à la ventilation et identifie la diminution des émissions de polluants à la source comme une mesure préalable : une ventilation qui ne ferait que diluer l'air intérieur serait peu efficace car par la même occasion cela ferait rentrer des polluants de l'air ambiant dans l'air intérieur. L'installation de systèmes de ventilation avec filtres serait plus efficace mais pas suffisante (Hänninen et al. 2013).

### I.3. Quels COVs ?

Il faut noter que les émissions des produits de construction ne sont pas nécessairement les plus significatives parmi les COVs. Si l'on se reporte à l'expérience du CRIPI à Bruxelles, il semblerait que la source principale d'exposition aux COVs soit les solvants utilisés dans les produits d'entretien ou les émissions de substances dues au tabagisme (Blavier et al. 2014, p1-2). Il n'en demeure pas moins que certains polluants peuvent se trouver abondamment dans les produits de construction ou d'ameublement. Par exemple, le formaldéhyde, irritant, allergisant, cancérigène et génotoxique, autre COV abondamment étudié, se retrouve aussi bien dans les produits de combustion, que les bois agglomérés, les revêtements de sols (moquettes, tapis), l'ameublement (colles aminoplastes et phénoplastes et urée-formaldéhyde), les produits d'entretien, les insecticides, les durcisseurs d'ongles et les produits d'hygiène corporelle. D'après les données de la Cellule Régionale d'Intervention en Pollution Intérieure de la région bruxelloise (CRIPI), bien que seulement dans 1% des interventions, du formaldéhyde ait été trouvé au-dessus du seuil de 100 µg/m<sup>3</sup> recommandé par l'OMS, plus de 71 % dépassaient 10 µg/m<sup>3</sup>, concentration qu'il a été recommandée de ne pas dépasser pour les personnes sensibles<sup>4</sup>. Les valeurs étaient relativement élevées dans l'ensemble des pièces mais encore plus dans la salle de bain (meubles et cosmétiques) et la chambre des enfants (en général rénovée avant l'arrivée des enfants et avec des nouveaux meubles). (Sachot et al. 2008).

Au cours de ce travail, nous avons procédé à un inventaire systématique des COVs présents dans l'air intérieur et identifié ceux présents dans les produits de construction et les meubles sur lesquels notre recherche se concentre pour finalement étudier plus les COVs émis par le pin massif. Référez-vous aux sections Matériaux et méthodes et résultats pour plus de détails.

### I.4. Qualité de l'air intérieur et COVs : cadre réglementaire pertinent

#### I.4.1. La directive 2010/31/UE sur la performance énergétique des bâtiments

En 2002, la directive 2002/91/EC sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) définissait un certain nombre d'instruments visant à améliorer cette performance énergétique : certificats PEB, inspection obligatoire des chaudières et systèmes de ventilation, Etats-Membres requis de fixer des normes de performances énergétiques pour les nouveaux bâtiments.

La directive 2010/31 reprend ces mesures mais prévoit en outre une transition progressive vers des bâtiments de type passif :

D'ici fin 2018, tout bâtiment public neuf devra avoir une consommation en énergie quasi nulle. Cette exigence s'étendra aux autres bâtiments neufs d'ici fin 2020. Les exigences de performance énergétique sont étendues aux bâtiments faisant l'objet de rénovations importantes. Cette performance énergétique fait l'objet d'une certification. Enfin les Etats Membres sont tenus d'organiser la surveillance des systèmes de chauffage et de climatisation.

---

<sup>4</sup> A ce sujet néanmoins voir infra : cette valeur seuil est toujours recommandée par l'AFFSET en France mais plus par l'OMS dans leur dernière publication de valeurs-guide (OMS 2010).

Cette Directive a été transposée par les régions en Belgique :

- ordonnance bruxelloise relative à la performance énergétique et au climat intérieur des bâtiments (OPEB) du 7 juin 2007, *M.B.*, 11/07/2007 et arrêtés d'application

-décret PEB wallon du 28 novembre 2013, *M.B.*, 27/12/2013, et arrêtés d'application

-décret énergie (Energiedecreet) de la région flamande du 8 mai 2009, et la décision énergie (Energiebesluit) du 19 novembre 2010

Ces réglementations sont applicables aux nouveaux bâtiments et à toute rénovation sujette à un permis de bâtir.

Importantes pour la qualité de l'air, des exigences de ventilation minimale sont prévues. Nous reprenons ci-dessous (tableau 1) les exigences applicables aux bâtiments résidentiels. Ces références peuvent être trouvées dans divers vade-mecums.

**Tableau 1 : Réglementation PEB en Belgique et débits ventilation**

Région	Champ d'application	Débit minimum	Norme de référence	Guides et Vade-Mecums
Bruxelles	Nouveaux bâtiments et pièce/local rénové objet du permis de bâtir ssi modification à l'enveloppe externe du bâtiment	3,6 m <sup>3</sup> /h/m <sup>2</sup>	NBN-D-50-001	Vade-mecum des travaux PEB 2015, version octobre 2016
Flandre	Nouveaux bâtiments et pièce/local rénové objet du permis de bâtir	3,6 m <sup>3</sup> /h/m <sup>2</sup>	NBN-D-50-001	Ventilatie document, october 2016
Wallonie	Nouveaux bâtiments et pièce/local rénové objet du permis de bâtir	3,6 m <sup>3</sup> /h/m <sup>2</sup>	NBN-D-50-001	Guide PEB 2015

On ne retrouve par contre pas d'exigence en termes d'efficacité des filtres. Un des « délivrables » attendus du projet Healthvent était de développer une guidance sur les systèmes de ventilation optimum pour la santé, mais à ce jour cette guidance n'a pas été publiée.

#### **I.4.2. Règlement REACH sur les substances chimiques**

Le règlement 1907/2006/CE sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques (REACH) est applicable à l'ensemble de l'Union européenne. Les producteurs ou importateurs de substances chimiques sont tenus d'enregistrer ces substances auprès de l'Agence européenne des produits chimiques (Echa) et de communiquer à l'Agence un rapport d'évaluation du risque d'une substance chimique qui résume les démarches entreprises et les décisions prises pour assurer la sécurité des utilisateurs et de l'environnement suite à une évaluation de risque (Titre II REACH). Après juin 2013, toute substance mise sur le marché d'un volume supérieur à 100 tonnes devait être enregistrée. En ce qui concerne les produits de construction la grande majorité des produits mis sur le marché est donc d'ores et déjà couverte, ceux-ci étant produits en grande quantité. Les substances mises sur le marché en quantités supérieures à 1 tonne devront être enregistrées d'ici juin 2018.

Suite à son évaluation de risque, le producteur de substances chimiques devra transmettre à ses clients une fiche de données sécurité (art. 31 REACH) qui identifiera d'une part les applications/usages non recommandés de la substance et d'autre part, les mesures de gestion du risque à appliquer lors de l'utilisation de la substance (par exemple : ventilation, masque, durée maximale d'exposition continue...).

L'Agence a pour mission d'évaluer ces dossiers pour s'assurer de leur qualité et informer les autorités de mesures protectrices complémentaires nécessaires.

Les substances identifiées comme hautement préoccupantes (cancérogènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction, persistantes, bioaccumulatives, disrupteurs endocriniens et substances d'un degré de préoccupation équivalente comme par exemple les irritants respiratoires susceptibles de causer de l'asthme) font l'objet d'une procédure d'autorisation stricte et d'une substitution progressive (REACH Titre VII). Enfin les Autorités européennes peuvent imposer des restrictions sur l'utilisation de ces substances (REACH Titre VIII).

Ce règlement apporte donc un surcroît de sécurité pour l'utilisation des substances chimiques. Néanmoins, on soulignera 3 brèches potentielles dans le système de protection mis en place :

- 1) Les **substances déjà incorporées dans des produits finis ou semi-finis** (des articles en jargon REACH par opposition aux substances chimiques et aux mélanges de celles-ci) **importés ne font pas l'objet d'un enregistrement**. La seule façon de prévenir un risque lié à des substances incorporées dans les produits importés est donc la restriction dans REACH ou des réglementations par utilisation (cf. infra section I.4.3.)
- 2) La **qualité des dossiers d'enregistrements** est un point noir du règlement REACH. Ce n'est pas nécessairement la faute des producteurs ou importateurs, vu qu'ils sont limités dans leur capacité à faire des tests pour des raisons de protection des animaux de laboratoire ou économiques. Reste que dans une conférence sur l'avenir de REACH qui a eu lieu le 19 octobre 2015, la ministre danoise de l'environnement estimait que deux tiers des dossiers d'enregistrement étaient d'une qualité insuffisante (Kemikalien Forum 2015). Un représentant du ministère allemand de l'environnement estimait quant à lui que 10% des dossiers étaient bons, 10% très insuffisants et ne pouvait conclure sur le reste des dossiers (Nies, 2015) Ceci n'est pas près de changer quand on sait qu'à ce jour l'Agence a évalué seulement 1000 dossiers et qu'on s'attend à avoir plus de 60.000 dossiers enregistrés d'ici 2018 (Echa 2016).
- 3) **Pas d'additivité** : les évaluations de risques entreprises par les producteurs ne considèrent qu'une seule substance. Elles ne prennent donc pas en compte l'effet combiné de substances ayant les mêmes voies d'exposition et les mêmes effets toxicologiques.

### I.4.3 Réglementation sur les COVs émis par les produits de construction

Un nombre croissant d'Etats européens définissent des normes de qualité de l'air minimum et l'Union européenne a récemment harmonisé les méthodologies utilisées et défini des classes d'émission.

Depuis 2003, l'Allemagne impose le respect de Concentrations Limites d'Intérêt (en allemand *Niedrigste Interessierende Konzentration* ou NIK) pour des composés organiques volatils, semi-volatils et très volatils<sup>5</sup>. Dans leur version 2015, les directives AgBB sur les procédures d'évaluation sanitaire des composés organiques volatils émis par les produits de construction couvrent 184 substances.

La Belgique prévoit une réglementation similaire avec son arrêté royal du 8 mai 2014 : un revêtement de sol ne peut être mis sur le marché que, si les émissions ne dépassent pas des niveaux seuils, ces niveaux étant les concentrations limites d'intérêt définies au niveau européen (EU-LCI) ou si elles ne sont pas disponibles les valeurs NIK de l'AgBB.

Des réglementations similaires à la réglementation belge sont par ailleurs en passe d'être adoptées en Suède et en Lituanie. La future réglementation suédoise couvre aussi les produits pour les murs et plafonds, fait référence à la liste EU-LCI mais ne contient pas de valeurs seuils pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. La future réglementation lithuanienne, qui fait référence à la liste EU-LCI, couvre les produits de construction et d'ameublement, mais seulement pour les produits à base de polymères.

De son côté, l'Agence nationale française pour la sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (AFSSET) publiait en 2006 une procédure de qualification pour les produits de construction solides (AFSSET 2006) et l'étendait aux produits de construction liquides (colles) et de décoration (papier peints et peintures par exemple) en 2009 (AFSSET 2009). Elle vient de proposer une démarche similaire pour les produits d'ameublement. Elle déterminait des concentrations limites d'intérêt pour 165 substances. Contrairement au système allemand, ces valeurs sont non contraignantes. Elles ont été utilisées pour déterminer des classes d'émission pour l'étiquetage de 10 substances contenues dans les produits de construction et les COV totaux (COVT) rendus obligatoires par le décret 2011-321. En outre, une valeur limite d'émission a été fixée pour 4 composés Cancérigènes, Mutagènes ou toxiques pour la Reproduction (CMR) , le trichloroethylene (CAS no. 79-01-6), le benzène (CAS no. 71-43-2), le dibutyl phthalate (CAS no. 84-74-2) et le bis (2-ethylhexyl) phthalate (CAS no. 117-81-7).

Au niveau européen, l'Action européenne collaborative pour l'air urbain, l'environnement intérieur et l'exposition humaine a défini une approche visant à harmoniser ces concentrations limites d'intérêt (CLI) pour les produits de construction.

Ces valeurs harmonisées sont appelées EU-LCI. Elles sont définies comme des «valeurs sanitaires, exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et utilisées pour évaluer les émissions après 28 jours d'un produit individuel

---

<sup>5</sup> Les sociétés respectant les valeurs limites établies par la Commission pour l'évaluation sanitaire des produits de construction (*Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten* ou AgBB en court) sont considérées comme respectant l'article 3 du Code cadre pour la construction qui prescrit que « les bâtiments doivent être conçus , construits et entretenus de telle manière qu'ils ne mettent pas en danger la vie, la santé ou l'environnement ainsi que l'article 13 qui prescrit que « les produits de construction utilisés ou incorporés dans un bâtiment doivent respecter ces exigences de telle manière que les influences chimiques, physiques ou biologiques n'occasionnent pas de danger ou de nuisance. »

dans une chambre test (comme défini par la Spécification technique, TS 16516). Elles sont utilisées pour l'évaluation du risque lié aux produits avec comme but ultime d'éviter des risques sanitaires liés à l'exposition chronique de la population» (Kephalopoulos et al. 2013, p.15).

En clair, ces valeurs seuils correspondent à des seuils d'immission maximum. Néanmoins le respect de ces valeurs est considéré dans un contexte normatif particulier.

On considère que les émissions à 28 jours d'un produit de construction sont représentatives des émissions pendant toute la durée de vie du produit et on convertit ces émissions en une concentration dans l'air en utilisant un scénario d'exposition normalisé (dimension de la chambre de test, charge de matériau, taux de renouvellement d'air). Nous reviendrons à ce scénario dans la section matériaux et méthodes. Nous reviendrons aussi sur la méthode de dérivation des valeurs EU-LCI et autres valeurs seuils.

Pour l'instant, ces EU-CLI couvrent 117 composés organiques volatils. Les composés organiques semi-volatils (COSV), les composés très volatils et les substances cancérigènes n'ont pas été couverts (Kephalopoulos et al. 2013) voir aussi [https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci/about\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci/about_en)

Pour conclure, on mentionnera qu'un règlement délégué harmonisant les méthodes d'essais et les classes d'émission de COVs sur base du règlement 305/2011/UE sur les produits de construction est en cours de préparation par la Commission européenne.

#### **I.4.4. Information environnementale et sanitaire**

Avec son arrêté royal du 22 mai 2014, la Belgique fixe les exigences minimales pour les affichages environnementaux sur les produits de construction et pour l'enregistrement des déclarations environnementales de produits dans la base de données fédérale. A partir du 1 janvier 2017, les fiches de données environnementales et sanitaires émises par des sociétés belges devront inclure des indicateurs relatifs à la « toxicité humaine induites par les substances cancérigènes, non cancérigènes et les particules fines ». Cet arrêté royal fait référence aux normes NBN EN 15804 (Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction et NBN) et EN ISO 14044 (Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices) et mentionne, qu'à défaut, les dispositions du Product Environmental Footprint de la DG Environnement sont d'application. Pour l'instant les normes précitées ne comprennent pas encore de méthodes relatives aux catégories d'impact sanitaire susmentionnées.

De son côté, l'Union européenne expérimente, depuis 2012, les meilleures options pour communiquer l'information environnementale sur les produits de manière harmonisée pour les autorités publiques et le secteur privé. Elle a initié le projet « Empreinte Environnementale des Produits (en court PEF pour Product Environmental Footprint). Cette « empreinte » se base sur les méthodologies généralement utilisées pour les empreintes et les analyses cycle de vie<sup>6</sup>. Le projet PEF

---

<sup>6</sup> Normes ISO (plus particulièrement ISO 14044(2006), Draft ISO/DIS 14067(2012); ISO 14025(2006), ISO 14020(2000)), Le guide ILCD (International Reference Life Cycle Data System), les normes pour l'empreinte écologique, le Protocole pour les gaz à effet de serre (WRI/ WBCSD); les principes généraux pour la communication pour les produits des marchés de masse BPX 30-323-0 (ADEME) , et les spécifications pour l'évaluation cycle de vie des biens et services (PAS 2050, 2011).

visé à améliorer la qualité des données utilisées pour les empreintes et prévoit des exigences minimum pour leur sélection. Des règles de catégories produit PEF identifient les unités fonctionnelles appropriées, les phases du cycle de vie qui doivent être incluses obligatoirement, une méthode pour déterminer les catégories d'impact pertinentes pour un produit et aussi l'utilisation de benchmarks. Tous types de produits sont concernés : denrées alimentaires, détergents, mais aussi produits de construction (Recommandation 2013/179/EU de la Commission du 9 avril 2013 concernant l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et communiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie, p.9 et site web : [http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product\\_footprint.htm](http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/product_footprint.htm) ).

Les pilotes, terminés fin 2016, sont pour l'instant évalués. Ceci signifie que des dispositions réglementaires sur les allégations environnementales pourraient être adoptées dès 2018 (Commission européenne, 9 avril 2013).

Tous types d'indicateurs sont considérés y compris des indicateurs sanitaires tels ceux relatifs à la toxicité humaine (effets cancérogènes et non cancérogènes). La Commission préconise d'utiliser le modèle Usetox® (Recommandation, 2013/179/EU, p.22).

L'objectif de la Commission européenne est d'harmoniser les différentes méthodologies d'affichage environnemental d'après les résultats du projet PEF. A cet effet, elle est en train de modifier son mandat au Centre Européen de Normalisation concernant la Contribution des ouvrages de construction au développement durable — Déclarations environnementales des produits afin que cette norme prenne en compte les principes méthodologiques du PEF<sup>7</sup>.

## **I. 5. Evaluations des risques liés aux substances chimiques pour la santé humaine : approche « classique »**

Pour cette section nous nous référons principalement aux documents de guidance de l'Agence européenne sur les produits chimiques (Echa) sur l'élaboration du Rapport d'Evaluation de la Sécurité Chimique sections A (Echa 2016) et section E (Echa 2011).

Pour qu'une substance chimique ait une influence négative sur la santé, plusieurs conditions doivent être remplies :

- 1) l'interaction de la substance (par des phénomènes physiques ou chimiques propres à la substance) et d'un ou plusieurs organes cibles directement (par exemple une irritation des voies respiratoires suite à une réaction physique ou chimique) ou indirectement (par exemple via un dérèglement du système hormonal ou du fonctionnement de certaines glandes) produit des effets nocifs ;
- 2) une personne peut être exposée à cette substance ;
- 3) souvent l'effet est lié à l'exposition à une dose minimum (mais pas toujours : substances sans seuil comme les cancérogènes).

---

<sup>7</sup> DG ENV, Plénière CEN TC 350 du 22 octobre 2015 et <http://www.construction-products.eu/news-events/latest-news/centc-350-plenary-meeting-2016.aspx>

Bien que l'on préfère se baser sur des données épidémiologiques, celles-ci font souvent défaut pour évaluer l'impact de la plupart des substances chimiques. On se base donc sur les éléments listés ci-dessous.

- 1) La classification des substances donne une idée de leurs propriétés nocives (cf. infra section I. 7). Veuillez noter néanmoins que la classification des substances chimiques est un outil réglementaire lié à des tests standardisés et impliquant des mesures de gestion de risques tels l'étiquetage<sup>8</sup> et la délivrance obligatoire de fiches données sécurité<sup>9</sup>. Cela ne signifie pas que ces substances ne pourraient pas avoir d'autres effets qu'il faudra prendre en compte dans l'inventaire des effets toxicologiques (cf. infra section II. 8).
- 2) Quand c'est possible, on essaie de quantifier la dose en dessous de laquelle une substance n'a pas d'effet ou un effet acceptable (valeurs guides, valeurs seuils, DNELs et DMELs, cf. infra section I. 8)
- 3) L'exposition dépend essentiellement de 2 composantes : la quantité de substances émises par un procédé ou un produit dans ses conditions d'utilisation (cf. infra section II. 3) et de la fraction de cette substance à laquelle une personne sera exposée selon les conditions d'exposition (cf. infra sections II.4 et II. 5)
- 4) Dans une approche quantitative on comparera donc cette valeur seuil à l'exposition. Cette comparaison peut-être rendue par l'équation suivante (ici les unités sont données pour le mode d'exposition par inhalation qui nous intéresse dans ce travail) :

#### Équation 1 : Caractérisation du risque

$\text{RCR} = \frac{\text{Exposition}}{\text{Niveau seuil}}$	$\frac{(\mu\text{g}/\text{m}^3)}{(\mu\text{g}/\text{m}^3)}$
--------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------

RCR : ratio de caractérisation du risque

S'il est inférieur à un le risque est contrôlé.

- 5) On remarquera qu'il n'est pas toujours possible de quantifier les effets, auquel cas on choisira une approche qualitative dans laquelle on évaluera la probabilité d'éviter/de réduire une exposition. Cette approche est préconisée en l'absence de données quantitatives pour les effets suivants : cancérogénicité, mutagénicité, irritation, sensibilisation tout en prenant en compte la sévérité de l'effet : « il n'est pas approprié d'appliquer la même stratégie de contrôle pour une substance irritante ou un substance mutagène ou fortement sensibilisante »<sup>10</sup>.
- 6) A noter qu'une personne pourrait dans certains cas être exposée à une substance par différents modes d'exposition (par exemple, via la peau et l'inhalation), auquel cas, il faut

<sup>8</sup> Comme prescrit par le règlement 1272/2008/CE relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges

<sup>9</sup> Comme prescrit par les articles 31 et 32 du règlement 1907/2006/CE concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH)

<sup>10</sup> Echa (2016), p. 23.

cumuler les expositions. Nous ignorerons ce cas de figure dans notre analyse bien qu'il ne puisse être exclu (par exemple utilisation d'huiles essentielles ou de certaines substances chimiques dans des parfums).

## I.6. Etude d'impact avec la méthodologie « analyse du cycle de vie » de Usetox : une évaluation de risque « probabiliste »

### I.6.1. Approche Usetox

Usetox est le modèle de consensus du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et de la Société de Toxicologie et Chimie Environnementale (SETAC). Il a été développé afin de pouvoir quantifier les impacts sanitaires et écosystémiques liés aux émissions de substances toxiques. Il couvre les catégories d'impact suivantes :

- santé humaine cancer ;
- santé humaine non-cancer ;
- écotoxicité eau douce.

Pour la santé humaine, il couvre les voies d'exposition suivantes :

- ingestion (via eau potable, produit agricoles, poisson, viande et lait) ;
- air extérieur, intérieur (exposition professionnelle), intérieur (« ménages » = population générale).

L'approche du modèle Usetox (Rosenbaum et al. 2008) est différente de l'approche classique de caractérisation du risque : elle cherche à définir un impact exprimé comme le nombre de cas de « maladies » liées aux émissions des produits. Ces cas de maladies sont désignés sous le nom de « Comparative Toxicity Units » CTU. En effet, d'une part ces impacts doivent pouvoir être cumulés selon le mode d'exposition mais doivent aussi idéalement permettre de comparer l'utilisation de tel ou tel produit ou matériau.

Comme **point de départ**, l'utilisateur doit fournir des **données d'émission**<sup>11</sup> du produit étudié. Ces données ne sont pas disponibles dans le modèle lui-même. L'utilisateur pourra les trouver dans des inventaires tel Eco-Invent, se baser sur ses propres données de tests d'émission ou sur des données compilées dans la littérature scientifique.

Le modèle applique alors à ces données d'émission des « Facteurs de caractérisation » (CF) :

Équation 2 : Facteurs de caractérisation Usetox

$$CF = EF \cdot iF = EF \cdot XF \cdot FF$$

12

Ces Facteurs de caractérisation se présentent sous forme d'une matrice qui représente l'augmentation de morbidité tout au long de la vie (nombre de cas) par kg de substance émise.

<sup>11</sup> Ou de lixiviation en cas d'émission dans l'eau

<sup>12</sup> Rosenbaum et al 2008, Equation (1)

La matrice des **Facteurs de Caractérisation (CF)** est le produit d'une matrice des **Facteurs d'Effet (EF exprimé en cas de maladie par kg substance inhalé/ingéré)** et la **Fraction de substance inhalée/ingérée (iF ou Intake Fraction)** (en kg inhalé/ingéré par kg émis).

Le facteur d'effet (**EF**) est **fonction de la toxicité de la substance**. Le Facteur **iF** quantifie la **fraction de substance émise qui sera finalement inhalée/ingérée par la population étudiée**. **C'est donc une mesure de l'exposition de la population étudiée à la substance chimique**. **iF est lui-même le produit de 2 facteurs :**

- **FF (Fate Factor ou facteur de destin)** est fonction de la fraction de polluant transportée d'un compartiment à l'autre ainsi que de la dégradation ou la séquestration d'une substance.  
Par exemple, pour le scénario air intérieur, une substance peut être extraite de l'air intérieur par la ventilation. La même substance aurait pu être émise pendant une autre étape du cycle de vie du produit (par exemple par une forêt pendant sa croissance pour un matériau en bois) et se trouver dans l'air ambiant. FF prendrait donc aussi en compte la fraction de substance qui rentre dans l'intérieur du bâtiment dans l'air intérieur à cause de la ventilation. Dans le cadre de cette étude, nous ignorons ce facteur. En outre, FF peut prendre en compte que la substance chimique se dégrade : ce phénomène est peu significatif pour l'air intérieur en raison du temps de résidence mais peut être très significatif pour déterminer les concentrations de substances dans l'air ambiant. Enfin, une certaine quantité de la substance pourrait être adsorbée sur les surface de la pièce et donc ne plus se retrouver dans l'air. Pour l'air intérieur, le facteur dominant est la ventilation. Nous ignorerons les deux autres phénomènes marginaux.
- **XF** : exposition dans un compartiment par kg de polluant restant dans ce compartiment  
Par exemple dans le cas de l'inhalation, il s'agit de la fraction inhalée de l'immission.

**Exemple chiffré** : un sol de 16 m<sup>2</sup> en contreplaqué émet 100 µg/m<sup>2</sup>h de formaldéhyde de façon constante pendant toute la durée de vie d'un produit fixée à 25 ans. L'émission cumulée de ce revêtement de sol est donc de 16 m<sup>2</sup>x100 µg/m<sup>2</sup>h x24hx365 j/anx25 ans= 3,5 10 E+8 µg = 0.35 kg

EF formaldéhyde cancer : 1,06 E+0 cas de cancers/kg inhalé (pour une durée de vie de 70 ans)  
Nous prenons les facteurs Usetox pour la région UE 27.

FF formaldéhyde air intérieur (origine air intérieur) : 1,54 E+1 [masse dans l'environnement par kg/jour d'émission]

Il n'y a pas de contribution de l'air ambiant. Nous ignorons donc FF air urbain vers air intérieur.

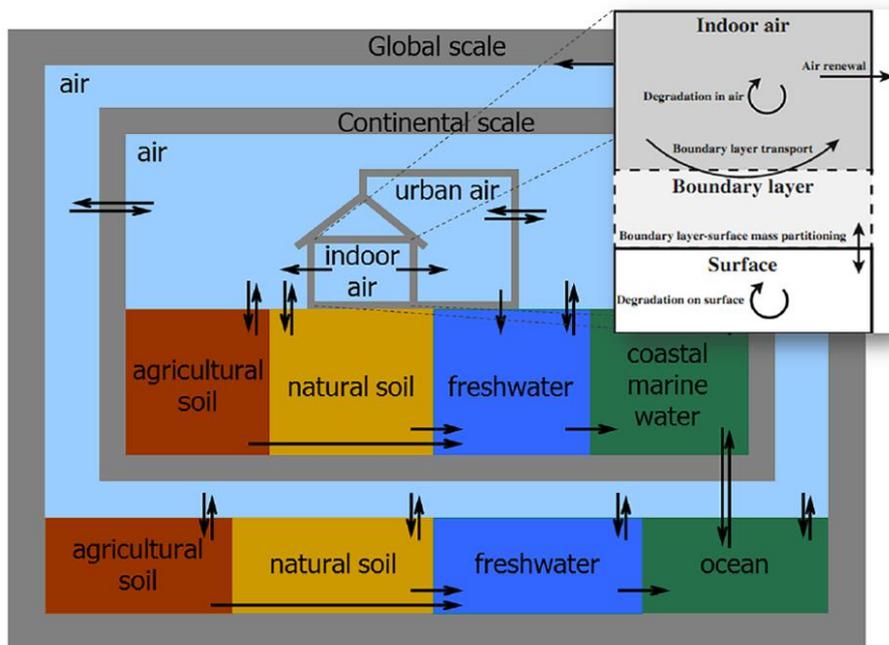
XF : 8,66 E-2 (en 1/jour)

Impact = Emission x EF x FF x XF= 3,21 E-2 cas de maladies

Il y a donc 3% de chance qu'un occupant de l'habitation soit atteint d'un cancer au cours de sa vie suite à l'installation de ce revêtement de sol.

Comme indiqué dans la Figure 5, le modèle Usetox 2.02 considère 8 compartiments environnementaux à l'échelle « continentale » (sol agricole, sol naturel, eau douce, eau de mer côtes, air ambiant continental, air ambiant urbain, air intérieur (usine et habitation individuelle) et 5 à l'échelle globale (air ambiant global, sol agricole, sol naturel, eau douce, océans).

Figure 5 : Représentation schématique du modèle Usetox avec le compartiment air intérieur incorporé<sup>13</sup>



Veillez noter que si graphiquement, ils ne sont pas représentés, le modèle Usetox 2.02 comprend en fait deux compartiments air intérieur : un pour le travail en usine et un pour les espaces résidentiels.

Dans la suite de ce travail, nous ne nous intéressons qu'au compartiment « air intérieur espaces résidentiels ».

### 1.6.2. Facteurs d'effet : une approche probabiliste

Usetox considère quatre types d'effets : cancer suite à ingestion, cancer suite à inhalation, « non cancer » par ingestion et « non cancer » par inhalation.

Un Facteur d'Effet (EF) est défini comme « le changement de la probabilité de morbidité tout au long de la vie en fonction d'un changement de l'inhalation considérée pour une vie d'un polluant (cas/kg inhalé)»<sup>14</sup>. Il s'agit donc de la mesure d'un impact chronique.

Pour l'exposition par inhalation, les Facteurs d'Effet (EF) sont calculés comme suit (Equations 3 et 4) :

Équation 3: Usetox Facteur d'Effet (EF) inhalation cancer

$$EF \text{ inh cancer} = \frac{\alpha}{ED_{50h}^{\text{inh cancer}}}$$

<sup>13</sup> Reproduction de la Figure 1 de Rosenbaum et al 2015

<sup>14</sup> Usetox™, User Manual, février 2010, p. 18.

<sup>15</sup> Rosenbaum et al 2011, équation (7), p. 727.

#### Équation 4 : Usetox Facteur d'Effet inhalation non-cancer

$$\text{EF inh non cancer} = \frac{\alpha}{D_{50h \text{ non cancer}}^{\text{inh}}}$$

16

ED50 c'ad la dose où 50% de la population exposée pendant une vie entière<sup>17</sup> développe une maladie (ou encore la dose résultant en un effet avec une probabilité de 50%) se base sur

- des études chez l'être humain quand disponible ;
- des études ED50 chez les animaux ;
- en convertissant le NOAEL en ED50 avec un facteur 9 (c'est le cas pour la plupart des effets non cancer). Le NOAEL est établi de la même manière que le NOAEL en étude de risque (cf. section I. 8 infra) à l'exception près que le facteur de variabilité intraspécifique n'est pas pris en compte, ce qui est logique vu que Usetox définit une probabilité d'occurrence de maladie pour une population générale.

Usetox procède à une extrapolation linéaire en fixant la valeur d' $\alpha$  à 0,5. En d'autres termes, si l'ED50 est la dose à laquelle 50% d'une population est atteinte d'une maladie, un individu à 50% de chance d'être malade. Si l'on double la dose un individu à  $50\%/0.5 = 2 \times 50\% = 100\%$  de chance d'être atteint de maladie. Le facteur d'effet est l'inverse de cette dose, il indique donc le nombre de cas probables consécutifs à l'inhalation d'un kg de substance.

#### 1.6.3. Exposition : scénario d'exposition et approche probabiliste

Le modèle (Rosenbaum et al. 2015) pour caractériser l'exposition aux substances dans l'air intérieur est un modèle à un compartiment, ce qui signifie qu'une habitation est représentée par une pièce unique dans laquelle l'air et les polluants sont mélangés uniformément. Il s'agit bien sûr d'une simplification : dans une maison non idéalement ventilée les concentrations de polluant pourraient varier d'une pièce à l'autre (accumulation) ; les habitants peuvent aussi passer un temps différent dans différentes pièces ; d'un autre côté, ces mêmes habitants restent justement moins longtemps dans une pièce spécifique que dans l'habitation. Les paramètres changent selon la région du monde étudiée ; ci-dessous (Equation 5) nous reprenons les paramètres relatifs à l'UE 27.

On remarquera que dans le modèle Usetox lui-même et quand il est intégré dans des logiciels d'analyse du cycle de vie, les paramètres et les facteurs iF (Fraction inhalée) sont fixés pour ces scénarios prédéfinis. Rien n'empêche néanmoins de modifier les facteurs dans Usetox en faisant varier les paramètres et recalculant ces facteurs séparément. Dans notre cas, vu que nous ne nous intéressons qu'au compartiment « air intérieur ménages », nous nous contenterons de calculer la Fraction inhalée iF manuellement. Nous n'avons en effet pas besoin de voir les impacts dans d'autres

<sup>16</sup> Rosenbaum et al 2011, équation (7), p. 727.

<sup>17</sup> La vie d'un être humain est considérée être de 70 ans par Usetox

compartiments dus à d'autres étapes du cycle de vie du produit ni de considérer les effets l'interaction entre différents compartiments sur l'exposition.

Équation 5 : Usetox 2.02 Fraction inhalée air intérieur "ménages"

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

18

- iF = Fraction inhalée
- IR = Inhalation Rate = 13 [m<sup>3</sup>/jour]
- V= Volume d'exposition= moyenne : 209m<sup>3</sup> ; écart type : 22,9 m<sup>3</sup>
- k<sub>ex</sub>= Taux de substance disponible pour inhalation)= moyenne : 0,64/h ; écart type : 0,08 /h (fonction de ventilation, dégradation chimique, adsorption, ces 2 derniers paramètres étant spécifiques à chaque substance). Dans notre étude de cas nous ignorerons l'influence de la dégradation chimique et de l'adsorption. Le facteur indiqué représente donc le taux de renouvellement d'air moyen en UE 27.
- m = facteur de mélange =1
- N = nombre de personnes exposées = moyenne 2.4 ; écart-type : 0,26
- f = 58% du temps passé par jour à l'intérieur

Le facteur N (Nombre de personnes exposées) **en rouge** est spécifique à l'approche quantitative « probabiliste » Usetox. Il s'agit du nombre d'occupants moyen d'une habitation. Dans une approche « classique » de caractérisation du risque on cherche par contre à déterminer si l'exposition à une substance peut causer un risque pour un individu isolé.

Le volume inhalé **en orange** par jour diffère du volume assumé pour l'évaluation de risque classique (volume estimé 20 m<sup>3</sup>/jour dans ce dernier cas). Dans notre évaluation, nous utiliserons un volume inhalé de 20m<sup>3</sup>/jour pour obtenir des résultats comparables dans les deux approches (« classique et probabiliste »).

Le volume d'exposition **en violet** diverge de nos propres scénarios (cf. section II.6 infra). Nous normaliserons donc sur les autres scénarios.

#### 1.6.4. Interprétation

Rosenbaum et al. (2008) mentionnent une incertitude de 2 à 3 ordres de grandeur pour prendre en compte les erreurs cumulées de Usetox. Néanmoins, quand on y regarde de plus près (analyse de sensibilité menée dans Rosenbaum et al. 2011), on se rend compte que cette mise en garde prend en compte les erreurs cumulées de pas moins de 17 compartiments ou voies d'exposition, avec une incertitude importante notamment sur des phénomènes de décomposition des substances dans l'air ou l'eau. Comme on l'a vu plus haut, les facteurs pour l'exposition via l'air intérieur sont fixes. La seule incertitude qu'il reste donc, si l'on étudie ce scénario particulier, est l'incertitude relative aux effets toxicologiques d'une substance. Si l'on se réfère à la méthodologie utilisée pour dériver les

<sup>18</sup> Rosenbaum et al 2015, équation (1), p. 12824.

facteurs d'effet, elle correspond à celle utilisée pour déterminer les DNEL à l'exception faite que le facteur d'extrapolation pour la variabilité intraspécifique n'est pas pris en compte. Le fait d'exclure ce facteur ne change rien si l'on compare les effets relatifs de 2 substances<sup>19</sup>. Nous pensons donc que l'incertitude pour le scénario air intérieur est beaucoup plus réduite en terme relatif et ne dépasse probablement pas un facteur 10 ou moins. Vu qu'ici on ne comparera pas des matériaux émettant des substances différentes, la différence entre scénarios est due à la variabilité des paramètres d'exposition et pas à l'incertitude sur les effets de substances différentes. On peut donc considérer que les effets sont directement comparables sans tenir compte d'une incertitude.

#### *1.6.5. Disponibilité dans Simapro*

Usetox est intégré dans des logiciels d'analyse du cycle de vie tel Simapro. Dans la dernière version test de Simapro, le module air intérieur (ménages/professionnels exclu) est intégré. Néanmoins, nous ne ferons pas les calculs via Simapro car nous voulons faire varier les paramètres du scénario d'exposition, ce qui n'est pas possible dans le software Simapro. Nous utiliserons donc le modèle directement.

#### *1.6.6. CTU et DALY*

Usetox convertit les cas de maladies en années de vie en bonne santé perdues (DALY). Usetox se base sur les recherches de Huijbregts et al. 2005.

Il existe des statistiques de santé qui permettent de déterminer le nombre d'années de vie perdues ou de handicap suite à un cancer et donc de définir les DALYs associés à ce type de cancer pour un cas de cancer et ce pour un grand nombre de cancer différents. Dans un souci de simplification Huijbregts et al. 2005 ont ensuite intégré ces différents poids de maladies spécifiques à un type de cancer en un facteur unique sur base de l'occurrence relative des différents types de cancers dans la population (moyenne pondérée). Sur base d'Huybrechts et al. (2005) on pourrait aussi utiliser un nombre de DALY spécifique à un type de cancer si l'on sait que ce type d'effet est occasionné par une substance. Nous ne le ferons pas dans le cas de cette étude car nous étudions un nombre important de substances, mais cette approche est en principe possible. **Usetox 2.02** (Rosenbaum et al. 2015) utilise le facteur intégré d'Huijbregts et al. 2005 pour les cas de cancer, soit **11,5 DALY/cas de cancer**. Pour donner une idée de la variabilité des impacts, le cancer occasionnant le moins de DALY est le cancer de la prostate avec 3,9 DALY et celui ayant l'effet le plus important est la leucémie avec 28,3 DALY.

Une approche similaire est adoptée pour l'incidence des autres maladies. **L'impact moyen par cas de « non-cancer » est de 2,7 DALY**. Cet impact est entouré d'une plus grande incertitude car des évaluations du nombre de DALY ne sont pas disponibles pour toutes les maladies. Les DALY pour les maladies « non cancer » varie de 0,4 pour une hypertrophie bénigne de la prostate à 25,3 DALY pour la schizophrénie, exclusion faite des maladies congénitales parfois fatales pour les enfants en bas âge. A titre indicatif l'asthme est estimé causer 0,6 DALY et les Broncopneumopathies obstructives (BPCO) 8,2 DALYs.

---

<sup>19</sup> Manuel Usetox p. 18 à 20

On remarquera enfin que tous les DALY indiqués par Huijbrechts et al. datent de 2005, donc avant le changement de méthodologie de l'OMS utilisée pour l'étude le Lancet de 2012 sur le Burden of Disease (BOD) mondial.

## 1.7 La classification des propriétés toxicologiques (et écotoxicologiques) des substances chimiques

Dans la suite de ce travail, nous adoptons la classification GHS (Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals). Ce système de classification et d'étiquetage des substances chimiques a été développé par les Nations-Unies pour favoriser la sécurité des personnes et la protection de l'environnement en tenant compte d'une économie globalisée. Il est utilisé dans 72 pays dont tous les Etats-Membres de l'Union européenne<sup>20</sup>, les Etats-Unis, la Chine, le Japon et la Russie (UNECE 2017). Il consiste en :

- 1) des codes de classification précédés de la lettre H (Hazard)
- 2) des phrases de danger associées à ces codes
- 3) des phrases de précaution associées à ces codes
- 4) des pictogrammes à utiliser pour l'étiquetage

Prenons quelques exemples de classification que nous rencontrerons fréquemment par la suite

### 1.7.1. Toxicité aigüe

Tableau 2: Toxicité aigüe GHS

Classification GHS	Phrase de danger
H330	Fatal si inhalé
H331	Toxique si inhalé
H332	Dangereux si inhalé
H333	Peut être dangereux si inhalé

### 1.7.2. Irritants

Nous incluons aussi dans le tableau 3 les irritants cutanés car les irritants respiratoires sont aussi souvent irritants de la peau.

Tableau 3 : Irritants et GHS

Classification GHS	Phrase de danger
H315	Irritant cutané
H316	Peut occasionner une irritation légère de la peau
H335	Peut occasionner irritation si inhalé

<sup>20</sup> via le règlement 1272/2008/CE relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges.

### 1.7.3. Sensibilisants

Nous incluons aussi dans le tableau 4 les allergènes cutanés car les allergènes/sensibilisants respiratoires sont aussi souvent allergène/sensibilisants de la peau.

Tableau 4 : Sensibilisants et GHS

Classification GHS	Phrase de danger
H317	Peut occasionner une réaction allergique de la peau
H334	Peut occasionner allergies, symptômes d'asthme ou difficultés à respirer si inhalé

### 1.7.4. Substances cancérigènes : GHS et CIRC

Souvent dans la communauté scientifique, on utilise la classification du Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC ou IARC en anglais-International Agency of Research on Cancer). Nous listons donc les correspondances avec le système GHS.

Tableau 5 : Les substances cancérigènes - classifications CIRC et GHS

Classification CIRC	Signification	Classification GHS	Signification	Phrase de danger
Groupe 1	L'agent est cancérigène pour l'homme	H350-cancérigène 1a	Cancérigène avéré pour l'homme	Peut occasionner cancer
Groupe 2 A	L'agent est probablement cancérigène pour l'homme	H350-cancérigène 1b	Cancérigène probable pour l'homme (sur base principalement d'études sur les animaux)	Peut occasionner cancer
Groupe 2 b	L'agent est peut-être cancérigène pour l'homme	H351-cancérigène 2	Cancérigène « suspecté »	Cancérigène « suspecté »
Groupe 3	L'agent est inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	Pas de classification ou parfois H351		
Groupe 4	L'agent n'est probablement pas cancérigène pour l'homme	Pas de classification		

## 1.8 Valeurs guide OMS et valeurs sanitaires seuils (DNELs, EU-LCI et valeurs nationales) : comment sont-elles établies ?

Valeurs guides, valeurs seuils, toutes ont le même objectif : définir un niveau seuil d'exposition en dessous duquel on ne s'attend pas à des effets nocifs. Selon le mode d'exposition, elles s'expriment en masse de substance par kilogramme de masse corporelle ((p. ex. mg/kg pour l'ingestion), masse de substance par centimètre carré de peau ou en concentration maximum par mètre cube d'air. Pour le mode d'exposition par inhalation, le niveau seuil est donc une valeur d'immission. Nous discutons brièvement ci-dessous comment ces niveaux seuils d'immission sont dérivés dans 3 contextes différents : valeurs guides OMS, DNELs et « Concentrations limites d'intérêt ». On notera d'emblée que ces valeurs guides ou seuils peuvent prendre en compte la durée de l'exposition (par exemple aiguë, chronique) et le type de personne affectée (adulte, enfant), mais ne prennent pas en

compte les autres paramètres spécifiques à l'exposition. Cette deuxième partie de l'exposition est adressée par des mesures d'exposition ou des scénarios calculant cette exposition à partir d'émissions probables (cf. infra : scénarios d'exposition et paramètres).

### ***1.8.1. Valeurs guides OMS***

L'OMS Europe s'est intéressée aux effets de certains polluants chimiques (OMS Europe 2010). Cette guidance est très détaillée et se base autant que possible sur des données épidémiologiques, des études d'exposition dans des environnements contrôlés et des études sur l'exposition en milieu industriel. Celles-ci sont ensuite complétées par des données d'expérimentation animale. Cette guidance a été développée en suivant la méthodologie de « poids de la preuve » (weight of evidence) fixant des critères stricts pour la sélection des données et leur interprétation. (OMS Europe 2010, p.5-6).

Parmi ces substances, 5 composés organiques volatils ont été évalués : benzène, formaldéhyde, naphthaline, trichloroéthylène et tetrachloroéthylène . Ils peuvent se trouver au premier chef dans des solvants, dans des détergents ou produits de consommation, ou encore dans l'ameublement ou les produits de construction.

La méthodologie utilisée pour définir les valeurs guides ne diverge pas par rapport à celle utilisée pour définir les DNEL (voir section suivante). Par exemple, pour le formaldéhyde, le comité scientifique de l'OMS s'est basé sur les NOAEL (niveaux observés sans effets dommageable) pour l'irritation aiguë et le cancer chez les humains en prenant la valeur la plus basse de 0,1 mg/m<sup>3</sup>.

### ***1.8.2. Niveaux dérivés sans effet (Derived No Effect Level ou DNEL)***

Le règlement 1907/2006/EC sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques définit un DNEL comme : « le niveau maximal d'exposition à la substance auquel l'être humain peut être soumis » ( REACH, annexe I, § 1.01 ).

La guidance R8 de l'Agence européenne des produits chimiques (Echa 2012) décrit comment dériver un DNEL. Un DNEL doit être dérivé pour les effets systémiques et locaux observés, pour la population cible (travailleur, population générale, le cas échéant enfants), le mode d'exposition (ingestion, contact cutané, inhalation) et selon que l'effet est observé suite à une exposition chronique ou aiguë. Dans le cas qui nous concerne on s'intéressera plutôt aux effets observés suite à une exposition chronique (a priori plus bas et plus en ligne avec le type d'exposition à laquelle on s'intéresse) mais on ne saurait exclure des effets suite à des exposition aiguës dans des cas spécifiques et a fortiori pour certains produits de construction telles des peintures ou des colles, bien que ces derniers produits ne seront pas considérés dans ce travail particulier. Dans les paragraphes suivants, nous décrivons seulement la dérivation du DNEL pour le mode d'exposition par inhalation pour la population générale.

Le DNEL est dérivé en partant soit de données épidémiologiques, soit de résultats de tests de toxicité sur des animaux (cas le plus fréquent) sur base de ce qu'on appelle des descripteurs dose-réponse. Ces tests consistent en l'administration de doses de plus en plus importantes de la substance à un animal de laboratoire. La dernière dose à laquelle l'administration de la substance ne donne pas d'effet (le niveau observé sans effet toxicologique ou NOAEL (pour No Observed Adverse Effect Level)) est utilisée pour approximer la dose sans effet (No adverse Effect Level ou NAEL). En l'absence de données expérimentales permettant d'identifier une dose sans effet, on peut aussi utiliser le

dernier niveau auquel un effet a été observé comme point de départ (Low Observed Effect Level ou LOAEL) auquel cas on appliquera un facteur de sécurité de 3 à 10 (par défaut 3) ou alors on utilise la méthodologie « Benchmark Dose » BMD.

Un DNEL peut aussi être dérivé pour des substances sans niveau « sûr ». A ce moment, on part d'une probabilité d'occurrence d'effet que l'on considère comme acceptable. Par exemple, souvent 1 cas pour 100.000 personnes voire 1 pour 1.000.000 de personnes pour les cancérigènes. Les descripteurs de dose sont alors des BMD10 (dose à laquelle 10% de la population réagit) ou des T25 (dose chronique à laquelle 25% des animaux exposés développent des tumeurs).

Comme un effet est lié à l'administration d'une certaine dose et que les résultats de tests sont exprimés en immission ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), il convient d'ajuster ces résultats pour prendre en compte une exposition continue dans la réalité.

Par exemple : les spécimens sont exposés pendant 5 x 8 heures à une certaine concentration de substance (en  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) ; En cas d'exposition continue, une concentration inférieure dans l'air (ici dénommée concentration de départ) est calculée pour mener à l'inhalation du même dose que lors du test (Equation 6):

Équation 6 : Ajustement concentration de départ pour calcul NOAEL pour durée du test vers exposition continue

$$\text{Concentration de départ pour exposition continue} = \frac{\text{Concentration air test} \times 8\text{h} \times 5\text{j}}{24\text{h} \times 7\text{j}}$$

Ensuite, un certain nombre de facteurs d'évaluation sont appliqués à cette concentration de départ (on divise donc la concentration initiale par ces facteurs). Ces facteurs prennent en compte : la variabilité intra et extra spécifique, la durée de l'étude qui sert de base à la dérivation du DNEL ou encore d'autres facteurs tel la qualité de la base de donnée utilisée ou encore des facteurs d'ajustement allométriques si l'on se base sur des études par gavage. Pour plus de détail, nous vous renvoyons à l'annexe 1.

### ***1.8.3. Niveaux seuils COVs : EU-LCI et valeurs seuils nationales***

Les concentrations limites d'intérêt (EU-LCI) sont définies comme « des «valeurs sanitaires, exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et utilisées pour évaluer les émissions après 28 jours d'un produit individuel dans une chambre test (comme défini par la Spécification technique, TS 16516). Elles sont utilisées pour l'évaluation du risque lié aux produits avec comme but ultime d'éviter des risques sanitaires liés à l'exposition chronique de la population» (Kephelopoulos et al. 2013, p. 15).

Les concentrations limites d'intérêt EU (EU-LCI) qui sont dérivées « de novo » (58 substances fin 2016) suivent strictement la méthodologie préconisée par l'Echa dans sa guidance, chapitre R8 pour les DNELs chroniques par inhalation. S'y ajoute une sélection rigoureuse des études prises en compte comme point de départ et une détermination des facteurs qui demandent une interprétation d'experts par des critères communs (Kephelopoulos et al 2013). Les deux points ci-dessus peuvent expliquer que les valeurs EU-LCI soient souvent plus strictes que les DNELs disponibles dans les dossiers d'enregistrement (mais pas toujours).

On remarquera que les valeurs EU-LCI sont indépendantes de la manière de calculer l'immission. Ces valeurs seuils pourraient très bien être directement comparées à des valeurs d'immission en situation réelle.

61 EU-LCI n'ont par contre, pas utilisé cette méthodologie mais au contraire sélectionné une valeur harmonisée sur base des valeurs seuils existant en Allemagne et en France avant 2013 ; c'est que l'approche EU-LCI est avant tout une approche d'harmonisation réglementaire. Elles sont désignées comme « EU-LCI Attribuées (Ascribed en anglais) ».

Quid alors de ces valeurs seuils allemandes (valeurs NIK de l'AgBB) et françaises (valeurs CLI de l'ANSES/AFFSET<sup>21</sup>) ?

Une bonne partie de ces valeurs a été déterminée par un groupe de travail du JRC en 1997 ( Bluysen et al. 1997).

Pour les substances cancérigènes 1a et 1b (anciennement 1 et 2), une approche similaire à celle ci-dessus a été utilisée. Des valeurs de santé guides nationales et internationales ont été utilisées, mais surtout les valeurs limites d'exposition professionnelle ont été utilisées et se sont vu appliquer un facteur de sécurité de 100 pour les composés normaux et de 1000 pour les COVs classés Cancérigènes 2 (anciennement 3) ainsi que pour les composés toxiques pour la reproduction. La procédure est essentiellement restée la même jusqu'à fin 2012, moment où la méthodologie EU-LCI a été développée et sur laquelle l'Allemagne s'est alignée (cf AgBB 2012 et AgBB 2015).

En 2009, ANSES/AFFSET établissait une liste de Concentrations Limites d'intérêt (CLI) sur base du rapport ECA 18 (Bluysen et al. 1997), de valeurs sanitaires guides françaises et internationales, de valeurs toxicologiques de référence pour une exposition chronique par voie respiratoire existant au niveau international [bases de données IRIS (Agence de Protection de l'environnement US), ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry - US), OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment - Canada) et (Health Canada)] , de valeur limites d'expositions professionnelles et aussi des listes AgBB.

Depuis, les Etats-Membres harmonisent leur approche sur base de la méthodologie EU-LCI même si, comme on l'a compris, l'harmonisation sera graduelle.

#### ***1.8.4. Quelles valeurs seuils utiliserons-nous?***

Comme on a pu le constater, toutes les valeurs seuils citées ci-dessus sont des valeurs d'immission seuil pour une exposition chronique par inhalation. On choisira comme valeur de référence la valeur la plus basse parmi les valeurs suivantes :

- 1) Valeurs guides OMS ;
- 2) DNEL ou le EU-LCI *de novo* (les méthodologies de dérivations sont très similaires) ;
- 3) les valeurs EU-LCI « Attribuées» ;
- 4) à défaut la valeur la plus basse entre la valeur NIK AgBB , la valeur CLI ANSES/AFFSET ou les CLI belges (CLI BE) ;

---

<sup>21</sup> Attention avant sa fusion le 1<sup>er</sup> avec l'Agence Française pour la Sécurité de Chaîne Alimentaire (AFFSA), l'ANSES s'appelait AFFSET (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail)

## II. Matériaux et méthodes

### II.1 Approche méthodologique

Afin de réaliser notre étude de cas, nous avons suivi les étapes suivantes de façon systématique. Dans les paragraphes qui suivent nous renvoyons aux sections de ce chapitre matériaux et méthode pour une présentation plus détaillée de la méthodologie.

Tout d'abord nous avons procédé à une revue d'occurrence des substances rencontrées dans l'air intérieur et déterminer celles qui à la fois sont émises par les produits de construction/ameublement et pourraient constituer un risque. Nous cherchons aussi à déterminer le matériau qui émet le plus une ou plusieurs de ces substances afin de le sélectionner pour l'étude de cas (section II.2 et II.3).

Ensuite, nous procédons à un inventaire des données d'émissions de substances disponibles depuis le matériau sélectionné et développons une approche pour compléter les profils d'émission à long terme pour pallier au données d'émissions limitées (section II.4.).

Nous présentons ensuite les paramètres déterminant l'exposition des occupants du bâtiment et nos hypothèses quant à leur importance et leur variabilité (section II.5).

Ceci nous permet enfin de déterminer 12 scénarios d'exposition types que nous combinerons avec jusqu'à 6 profils d'émission (section II.6). Pour réduire le nombre de substances étudiées, nous excluons néanmoins celles donnant un risque négligeable dans notre scénario de base « sc.6 maison isolée peu ventilée » (section II.7). Dans la même section, nous définissons aussi les critères pour sélectionner les substances avec un risque plus élevé pour lesquelles nous procédons à une analyse plus détaillée des profils toxicologiques (approche en section II.8).

Nous allons ensuite évaluer les risques associés à ces scénarios selon la méthode du ratio de caractérisation du risque exposée en section I. 5. Nous évaluerons par ailleurs les impacts sanitaires en suivant l'approche probabiliste Usetox2.02 exposée en I.6. Finalement, nous vérifierons la valeur ajoutée de convertir les impacts sanitaires dérivés par la méthode Usetox en valeur monétaire et les applications potentielles. Les hypothèses méthodologiques sont reprises en section II.9.

En outre, nous pourrions pour soutenir la discussion, au besoin, utiliser des scénarios extérieurs à notre étude de cas.

### II. 2 Occurrence des COVs issus des produits de construction et sélection de substances/matériaux représentatifs

Un des principaux COVs émis par les produits de construction est le formaldéhyde. On le retrouve dans tous les matériaux en bois agglomérés sur base d'une colle urée-formaldéhyde. Cette substance a néanmoins fait l'objet d'un nombre important d'études et la sélectionner à priori ne constituerait pas un sujet très original. Afin de sélectionner un couple substance/matériau nous permettant de poursuivre notre recherche, nous avons donc de façon systématique procédé à un inventaire des COVs que l'on retrouve dans l'air intérieur.

Notre recherche s'est effectuée sur les bases de données suivantes : Scifinder, Science Direct, Pubmed et Cible avec les mots clé suivants : « Volatile Organic Compound Occurrence construction product », « VOC Occurrence construction product », « Atmospheric environment+ organic compounds+building », « Indoor air quality asthma », « indoor air quality building + VOC », « VOC+ indoor+ source apportionment ». 31 articles scientifiques ont été trouvés par ces recherches croisées.

Nous avons complété notre démarche par une enquête téléphonique auprès des « ambulances vertes », organismes qui interviennent sur recommandation du médecin traitant lorsqu'il suspecte qu'une affection est liée à une mauvaise qualité de l'air intérieur (CRIPI à Bruxelles, SAMI ou LPI au Wallonie).

Les substances trouvées ont ensuite été priorisées d'après les critères suivants repris dans le tableau 6 ci-dessous :

**Tableau 6 : pertinence substance pour notre étude**

Critère	Peu pertinent. Code couleur rouge	Moyennement pertinent Code couleur : orange	Pertinent Code couleur : vert
Source principale	Air ambiant/autres produits utilisés à l'intérieur	Source « mixtes »	Produits de construction/ameublement
Type d'exposition	Aigüe		Chronique
Effet : classification	Légers : irritation seulement	Classification incertaine, effets intermédiaires	Sévères (p. ex. cancérigène) ou forte influence sur la qualité de vie (p. ex. sensibilisant)
Autres effets		Rhinite	Asthme, perte de souffle, sensibilisation
Prévalence air vs niveaux seuils (EU-LCI, limite nationale)	Toutes valeurs observées <10% valeur seuil	10%<toutes valeurs observées<50%	Au moins une valeur observée >50% valeur seuil
Score de pertinence	0	1	2

**Source principale :** air ambiant, air intérieur, produit de construction/ameublement. A noter que si une substance ne peut clairement pas être émise par des produits de construction (ou d'ameublement), elle sera exclue d'office.

**Durée des émissions :** nous nous intéressons aux émissions chroniques. Les produits avec des émissions aigües comme les solvants présents dans les peintures peuvent bien sûr occasionner un risque pour la santé mais des mesures spécifiques telles le port d'un masque et une ventilation importante peuvent en réduire les impacts, ce qui est moins évident pour des matériaux émettant plus lentement.

**Effets :** 2 éléments sont pris en compte :

- a) la classification toxicologique (inhalation)
- b) autres effets (asthme, rhinites etc...)

La classification toxicologique donne une idée du niveau de toxicité des substances. A cet égard nous distinguons les substances selon la sévérité des effets : score de 0 pour un effet léger comme l'irritation, score de 2 pour des effets graves comme le cancer ou les substances occasionnant une hypersensibilité.

Néanmoins, on ne peut identifier les effets sur la santé sur la base de ce seul critère car beaucoup de substance échappent à la classification, que ce soit parce qu'un type d'effet n'est pas prévu par le système GHS (voir section I.7 plus haut) ou encore parce que seulement une petite partie des classifications est harmonisée par le règlement 1272/2008/CE et laissée à l'initiative des industriels qui ont en principe l'obligation d'adapter la classification des substances qu'ils mettent sur le marché quand ils disposent de nouvelles informations relative à la toxicité<sup>22</sup>. C'est pourquoi, nous prenons également compte d'autres effets cités dans la littérature en attribuant un score élevé (2) pour des suspicions d'asthme ou de sensibilisation.

Enfin, nous comparons prévalence dans l'air intérieur et valeurs seuils (EU-LCI/ valeurs seuils nationales), ce qui nous donne une idée du **risque de maladie** associé aux émissions de la substance.

Un score de pertinence de 0 à 2 est attribué au sein d'un même critère.

#### **Scores :**

Une substance qui a pour origine principale les matériaux de construction, une émission chronique, a une classification sévère, et un niveau de risque élevé aura **un score d'au moins 8. (Code vert : pertinence élevée).**

Une substance ayant un score moyen pour tous les critères aura un **score de minimum 5. C'est notre deuxième catégorie (Code orange : pertinence moyenne).**

Toute substance ayant un **score inférieur à 5** ou n'étant pas émise par des matériaux de construction n'est clairement pas pertinent (**Code rouge : pas pertinent**).

**Parmi les scores obtenus, nous choisirons les scores les plus élevés.**

## **II. 3 Sélection du matériau pour l'étude de cas et inventaire des substances émises**

Suite à la sélection sur base de la section précédente, nous avons décidé de nous intéresser au  $\alpha$ -pinène (CAS 80-56-8) et autres terpènes émis par les produits bois. Nous avons ensuite recherché le matériau qui émettait ces terpènes en plus grande quantité. Pour ce faire, nous avons effectué une recherche dans les bases de données suivantes : Scifinder, Science Direct, Cible ainsi que dans la base de données du BBRI (bibliothèque du Centre Scientifique et Technique sur les produits de construction) avec les mots- clés suivants :

- Terpene emission, terpene emission construction product, terpene emission floor, terpene emission wood
- Pinene emission, pinene emission construction product, pinene emission floor, pinene emission wood
- VOC emission wood
- Bois émission

---

<sup>22</sup> Article 15 du règlement 1272/2008/CE relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges

Chaudary et al 2014 ont fait un inventaire des émissions des produits en bois sur base de 50 études trouvées dans la littérature.

Le tableau 7 reprend les résultats de cette analyse pour les terpènes:

**Tableau 7 : Emissions à l'état stationnaire (émission à 28 jours)( en µg/m2h) des terpènes émis par les produits bois et leur distribution statistique <sup>23</sup>**

VOC	PBD	MDF	OSB	PLY	Solid Wood	Légende
						PBD : Particleboard (bois aggloméré)
α-Pinène	<sup>40</sup> log-N (56, 3)	<sup>5</sup> log-N (0.016, 2.8)	<sup>12</sup> log-N (79, 6.6)	<sup>12</sup> log-N (152, 3)	<sup>12</sup> log-N (735, 4.8)	
β-Pinène	<sup>25</sup> log-N (1.5, 6)	<sup>5</sup> log-N (0.019, 3.64)	<sup>6</sup> log-N (14, 10.2)	<sup>4</sup> log-N (47, 1.6)	<sup>6</sup> log-N (96, 7)	
α-Terpinène	n/f	n/f	n/f	<sup>2</sup> log-N (9.6, 1.24)	<sup>2</sup> log-N (1.5, 12)	
Gamma-Terpinène	n/f	n/f	n/f	<sup>2</sup> log-N (0.6, 2.9)	<sup>2</sup> log-N (1.06, 10.3)	
3-Carène	<sup>10</sup> log-N (20, 2.4)	<sup>4</sup> log-N (0.045, 10.2)	<sup>12</sup> log-N (37, 6)	<sup>13</sup> log-N (69, 4)	<sup>5</sup> log-N (22, 3.3)	
Limonène	<sup>10</sup> log-N (25, 3.1)	<sup>5</sup> log-N (0.5, 6)	<sup>6</sup> log-N (4.1, 4.9)	<sup>7</sup> log-N (22, 3)	<sup>7</sup> log-N (27, 17.5)	
Camphène	<sup>3</sup> log-N (24, 3.5)	n/f	<sup>6</sup> log-N (1.25, 7)	<sup>5</sup> log-N (6.6, 2.7)	<sup>3</sup> log-N (56, 33)	

Les nombres dans la partie supérieure gauche des cellules du tableau correspondent au nombre d'études utilisées par Chaudhary et al. (2014) qui comprenaient un type de matériau. Il ressort de ce tableau que les terpènes sont émis en plus grande quantité des produits en bois massif. C'est assez logique vu que les autres matériaux sont un complexe de bois et de colle alors que les matériaux massif contiennent uniquement les substances d'origine naturelle tels les terpènes. On remarque aussi que les émissions des autres matériaux sont bien inférieures à celles du bois massif. Nous avons donc décidé de ne retenir que les émissions des produits en bois massif. Notre analyse de plusieurs autres études a montré la même tendance. Nous avons complété notre recherche dans Scifinder et Science Direct avec les mots-clés : terpene emissions solid wood, VOC emissions solid wood, émission COV bois massif, terpene emissions pine, VOC emissions pine, émission COV pin massif.

Parmi, les articles scientifiques répertoriés, 9 reprenaient les émissions du bois de pin : Böhm et al. (2004), Böhm et al. (2012), Hyttinen et al. (2010), Kirkeskov-Jensen et al. (2001), Meyer et al. (1997), Risholm-Sundman et al. (1998), Rofael et al. (2006), Rofael et al. (2015), Wilke et al. (2012). Parmi ceux-ci, on mentionnera que Wilke et al 2012 commandés par le ministère de l'environnement allemand pour répertorier les émissions des produits en bois (tous types) sont particulièrement riches en informations.

Le tableau 8 reprend les substances émises par le pin massif que nous avons identifiées au cours de notre inventaire. On remarquera qu'outre les terpènes, ces matériaux émettent aussi des

<sup>23</sup> Extrait de Supplementary Information Table 1 de Chaudary, A., Hellweg. S. (2014), Including Indoor Offgassed Emissions in the Life Cycle Inventories of Wood Products, Environmental Science and Technology

hydrocarbures aromatiques, un alcool, des aldéhydes et de l'acide acétique. L'étude d'un matériau ne peut donc se concentrer sur l'émission d'une substance seule. Les émissions sont multiples et nous les considérerons donc dans leur ensemble.

**Tableau 8 : Pin massif substances émises (inventaire)**

Substance	CAS#	Substance	CAS#
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>		<b>Aldéhydes</b>	
o-cumène	527-84-4	Formaldehyde	50-00-0
<b>Terpènes</b>			
		Acetaldehyde	75-07-0
$\alpha$ -Pinène	80-56-8	Propanal	123-38-6
		Furfural	98-01-1
$\beta$ -Pinène	127-91-3		
3-Carène	13466-78-9	Pentanal	110-62-3
$\beta$ -Phellandrène	555-10-2	Hexanal	66-25-1
			2463-63-0 / 18829-55-5 /
Myrcène	123-35-3	Heptenal	57266-86-1 / 29381-66-6
			2463-53-8 / 18829-56-6 /
Limonène	138-86-3	nonenal	60784-31-8
			2463-77-6 / 53448-07-0 /
Camphène	79-92-5	2-undécénal	1337-83-3
<b>Alcools aliphatiques</b>		<b>Acides</b>	
1-pentanol	71-41-0	Acide acétique	64-19-7

Dans la section suivante nous nous intéressons aux profils d'émissions de ces substances et cherchons à calculer les émissions moyennes pendant la période de temps choisie pour l'unité fonctionnelle.

## II. 4 Etude de cas : calcul des profils d'émission des matériaux en pin massif

### II.4.1. Emissions des composés organiques volatils des matériaux de construction solides : mécanismes de base

On distingue essentiellement 2 mécanismes qui expliquent les émissions des composés organiques volatils depuis les matériaux solides vers une phase gazeuse (Haghighat et al.2002).

Tout d'abord, une substance va diffuser à travers le matériau solide vers la phase gazeuse car il existe une différence de concentration entre les 2 phases. Un transfert de masse s'opère donc du matériau avec une concentration de substance élevée vers la phase gazeuse où la concentration de substance est faible ou nulle. A noter que ce transfert de masse peut aussi s'opérer dans le matériau lui-même ou avec une phase liquide pour autant qu'il existe une différence de concentration entre le milieu émetteur et le milieu récepteur. Ce transfert de masse est décrit par la seconde loi de Fick (Equation 7) :

Équation 7: Seconde loi de Fick

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_s \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (0 \leq x \leq d, t > 0)$$

C est la concentration de substance dans la matrice à la position x et au temps t ( $\text{mg/m}^3$ ), d, l'épaisseur de l'échantillon (m) et  $D_s$  le coefficient de Diffusion de masse ( $\text{m}^2/\text{s}$ ). La vitesse de diffusion est donc fonction de la concentration initiale de substance qui migre dans la matrice et de l'interaction entre la substance et ses propriétés (taille, forme, énergie spécifique, volatilité, solubilité dans le solide) et le solide (morphologie du solide. p. ex perméabilité). La distance que la substance a à se déplacer déterminée par l'épaisseur du matériau conditionnera aussi le temps de diffusion vers la surface.

Une fois à la surface la concentration de COV adsorbée à la surface est plus importante que celle dans la phase gazeuse. La concentration dans la phase gazeuse ( $C_a$ ) est proportionnelle à la masse de substance adsorbée ( $C_{ad}$ ) à un coefficient de partition (K) près comme prédit par la loi de Henry (Equation 8) :

Équation 8 : Loi de Henry

$$C_{ad} = K C_a$$

On notera, enfin, que les coefficients de diffusion et de partition sont influencés par la température: plus elle est élevée plus les phénomènes sont accélérés. La prédiction de ces coefficients demande néanmoins de réaliser des tests où tous les paramètres ci-dessus sont connus. Ils sont spécifiques à une substance, pour des conditions de température et de pression données dans un matériau donné. Ces informations ne sont pas disponibles dans la littérature pour les matériaux étudiés ou à tout le moins partielles. On comprend néanmoins aisément la variabilité potentielle des résultats de test.

#### II.4.2. Données de test d'émissions disponibles, méthodes, expression et conventions

On peut trouver ci-dessous un tableau typique des émissions pour une des substances émises par le pin massif dont nous avons fait l'inventaire; dans ce cas-ci les émissions de l'α-pinène (tableau 9). Les autres tableaux d'inventaire des émissions de substances émises par le bois de pin peuvent être trouvés en annexe 3.

**Tableau 9 : Emissions α-pinène pin massif**

Type de bois	réf étude	réf échantillon	Type chambre	Méthode	1jour Emission (µg/m <sup>2</sup> h)	3 jours Emission (µg/m <sup>2</sup> h)	10 jours Emission (µg/m <sup>2</sup> h)	28 jours Emission (µg/m <sup>2</sup> h)	13 mois Emission (µg/m <sup>2</sup> h)	Remarques
pin sylvestre	Hyttinen et al 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	890	710	640	410		
pin sylvestre (bois de coeur)	Jensen et al 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié	directions for the determination and evaluation of the emissions from building products. DS/INF 90, 1994-03-22, Danish Standard Association		4000	2500	2700		cœur SE
pin sylvestre (bois de coeur)	Jensen et al 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié	DS/INF90		9500	8500	5000		cœur FI
pin sylvestre	Risholm-Sundman et al 1998	Pine plank Sweden	éprouvette	COV-FLEC-tenax	3537					
pin sylvestre (bois de coeur)	Rofael et al 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	924	693				cœur
pin sylvestre (bois de coeur)	Rofael 2006		1m <sup>3</sup>	EN 717-1	646					j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
pin sylvestre (bois de coeur)	Wilke et al 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			8339		52	valeur 1 mois de séchage
pin sylvestre (bois de coeur)	Wilke et al 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			2778			valeur 1 mois de séchage
pin sylvestre (bois de coeur)	Wilke et al 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			4372			valeur 1 mois de séchage
<b>moyenne</b>					<b>1499</b>	<b>3726</b>	<b>4522</b>	<b>2703</b>	<b>52</b>	
<b>écart type</b>					<b>1181</b>	<b>3595</b>	<b>2961</b>	<b>1874</b>		

La première chose à prendre en compte sont les unités utilisées pour rapporter les émissions. Idéalement on voudrait des émissions exprimées en µg/m<sup>2</sup>h, mais souvent les émissions sont exprimées comme une concentration dans la chambre test en µg/m<sup>3</sup>. La conversion en µg/m<sup>2</sup>h est assez facile et dépend des conditions de test comme décrit dans l'équation 9.

#### Équation 9 : Conversion émission en concentration et vice et versa

$$C = E \times CM/TRA \text{ et donc } E = C \times TRA/CM$$

24

La concentration C (en µg/m<sup>3</sup>) d'une substance dans une chambre de test dépend de l'émission E (en µg/m<sup>2</sup>h), de la surface de matériau installée dans la chambre de test (Charge de Matériau ou CM en m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> de la chambre de test) et du Taux horaire de Renouvellement d'Air (TRA exprimé en renouvellement volume d'air chambre de test /h). Les mesures sont répétées plusieurs fois après un certain laps de temps d'émission (3 jours, 10 jours, 28 jours, mesures après de plus longues périodes). Les données d'émissions jusqu'à 28 jours sont relativement abondantes vu que la

<sup>24</sup> Cf. Hyttinen et al 2010, p. 5030.

vérification des émissions pour les matériaux de construction est obligatoire en Allemagne depuis 2003 et que le test à 28 jours est une mesure « standard » pour les déclarations d'émissions volontaires. Elles sont par contre beaucoup moins abondantes pour caractériser les émissions de matériaux à plus long terme.

#### ***II.4.3 Sélection des données et comparabilité : choix méthodologiques***

Une difficulté méthodologique majeure est que la plupart des données disponibles sont des données pour des tests effectués entre un jour après l'installation et 28 jours. De plus, le bois de pin étant un matériau naturel, on observe une grande variabilité des émissions d'une essence à l'autre, mais aussi selon la partie du tronc coupée. Comme nous nous intéressons ici à des planches en pin massif, nous avons exclu les émissions mesurées sur l'aubier (partie extérieure du tronc) et n'avons retenu que les émissions de bois de cœur.

Il convient aussi d'exclure le bois fraîchement coupé. Dans ce cas, les émissions de terpènes sont énormes (p. ex. 26950  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  pour du bois de pin fraîchement coupé 10 jours après l'abattage et découpe et encore 8339  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après 38 jours pour Wilke et al 2012<sup>25</sup>). Les produits mis sur le marché n'émettent pas autant de COVs que le bois fraîchement coupé pour la bonne raison que ce bois doit être transformé et fera l'objet d'un séchage. Dans notre analyse, nous avons normalisé les émissions retenues pour des produits ayant séché au moins un mois. Cela signifie, par exemple, pour l'échantillon ci-dessus que la valeur d'émission à 38 jours du bois fraîchement coupé a été retenue comme valeur normalisée à 10 jours du bois séché pour un mois (émission à 38 jour bois fraîchement coupé égale émission après 28 jours de séchage + 10 jours d'installation).

#### ***II.4.4 durée de vie matériau, manque de données à long terme, une approche alternative par la modélisation : profils d'émission***

Nous considérons que les matériaux installés ont une durée de vie de 25 ans, ce qui correspond à un taux de rénovation moyen d'une habitation. Ils sont ensuite renouvelés. Cela signifie donc que pour une durée de vie de 75 ans, chaque occupant sera exposé à 3 fois l'émission sur 25 ans. L'émission horaire moyenne en  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  est alors calculée en divisant l'émission cumulée par le nombre d'heures en 75 ans.

Nous disposons de peu de données d'émission à long terme. Il convient donc d'approximer ces profils d'émission à long terme.

Comme indiqué dans le tableau 10 ci-dessous, Chaudary et al. (2014) ont comparé les profils d'émission de substances de divers produits bois dans 54 études comprenant des tests d'émission et recherché quel modèle mathématique avait la meilleure corrélation avec ces profils d'émission et finissent par sélectionner le modèle Brown (1999).

---

<sup>25</sup> Wilke et al 2012 échantillon Kernholz, Stammabschnitt1, table 25, p. 128

**Tableau 10 : Divers modèles d'émission pour prédire les émissions à long terme des produits en bois<sup>26</sup>**

Model Description	Expression	Reference
First order decay	$E(t) = E_0 e^{-kt}$	Dunn (1987)
Dual 1st-order decay	$E(t) = E_1 e^{-k_1 t} + E_2 e^{-k_2 t}$	Brown (1999)
Second-order decay	$E(t) = E_0 / (1 + k_2 t E_0)$	Skaar & Jorgenson (2012)
2.5-order decay	$E(t) = E_0 / (1 + 1.5 k t E_0^{0.5})^2$	Skaar & Jorgenson (2012)
3 <sup>rd</sup> -order decay	$E(t) = E_0 / (1 + 2 k_3 t E_0^2)^{(1/2)}$	Skaar & Jorgenson (2012)
n <sup>th</sup> -order decay	$E(t) = E_0 / (1 + (n-1) . k . t . E_0^{n-1})^{(1/(n-1))}$	Tichenor et al (1991)
Power law	$E(t) = a t^{-b}$	Won et al (2003)
Log time	$E(t) = a + b \log(t)$	Zinn et al (1989)

Ce modèle comprend donc deux termes. Le premier représente la diminution très rapide des émissions à court terme quand les émissions sont dominées par les émissions de surface (influence du coefficient de partition prédomine). Le deuxième terme représente une décroissance lente des émissions une fois qu'un « état stationnaire » a été atteint. Les émissions seraient alors dominées par la lente diffusion des COVs à travers le matériau.

Les constantes calculées par Chaudary et al (2014) peuvent être trouvées dans le tableau 11 ci-dessous :

**Tableau 11 : Paramètres dérivés par Chaudary et al pour les produits bois utilisant le modèle décroissant double du premier ordre de Brown (1999)**

Model Parameter	Distribution
$E_1$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ )	$\sim(F * E_2)$
$k_1$ ( $\text{h}^{-1}$ )	$\sim\text{log-N}(0.016, 5.26)$
$E_2$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ )	$\sim E_{ss}$
$k_2$ ( $\text{h}^{-1}$ )	$\sim\text{log-N}(1.9\text{E-}04, 3.28)$

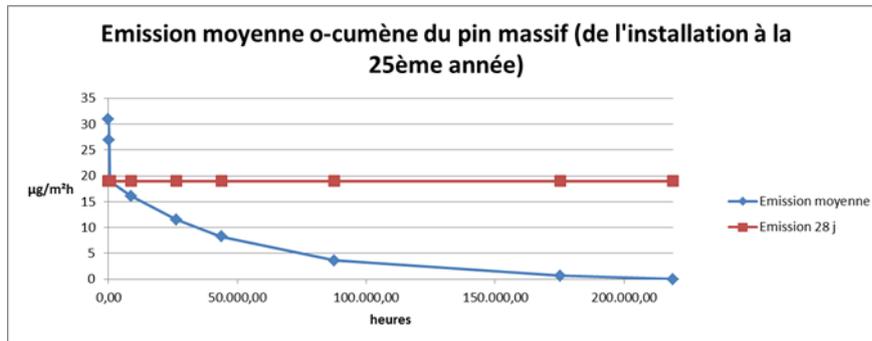
$E_1$  est l'émission au jour 1.  $E_2$  est l'émission à l'état stationnaire.

Chaudary et al. (2014) prennent l'émission à 28 jours comme représentant l'état stationnaire. Nous avons pris la même hypothèse pour les hydrocarbures aromatiques, les alcools aliphatiques et l'acide acétique.

<sup>26</sup> Chaudary et al. (2014), Supplementary Information Table 3.

Cela donne un profil d'émission comme celui de l'o-cumène représenté dans la Figure 6 ci-dessous :

Figure 6 : Emission moyenne o-cumène pin massif (de l'installation à la 25ème année)



Dans les 28 premiers jours, les émissions moyennes d'o-cumène décroissent rapidement de 31  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après 3 jours d'installation à 19  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après 28 jours d'installation. La décroissance est ensuite beaucoup plus lente : il faut 4 ans et 1 mois (35741 heures) pour que l'émission décroisse encore de moitié.

On remarquera par contre que les émissions sur la durée de vie du matériau sont bien inférieures aux émissions à 28 jours (la ligne en rouge sur le graphique ; l'émission moyenne sur 25 ans de l'o-cumène est de 4,73  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  contre 19  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après 28 jours d'installation) contrairement au scénario réglementaire de l'arrêté royal belge (cf. infra) qui considère que l'émission à 28 jours est représentative de l'émission à long terme. Dans le cas de l'o-cumène et de tous les matériaux suivant son profil d'émission, le scénario réglementaire est donc protecteur de la santé en ce qui concerne cette hypothèse vu qu'il surestime l'exposition réelle des habitants d'une habitation.

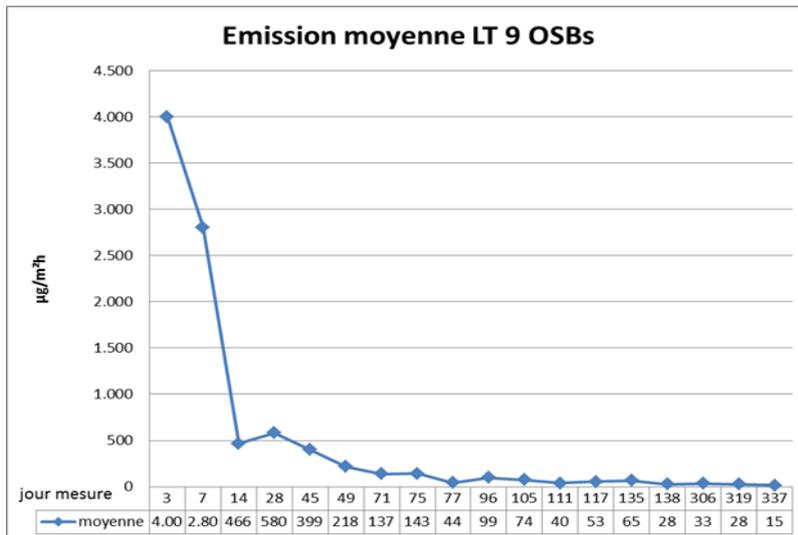
Pour les terpènes néanmoins, utiliser l'émission à 28 jours pour approximer l'état stationnaire conduirait à surestimer grandement les émissions. Il semblerait, en effet, qu'entre les émissions très rapides du premier mois et l'état stationnaire, il existe un régime où les émissions décroissent de façon moins rapide que pendant la période initiale mais néanmoins beaucoup plus rapidement qu'après avoir atteint l'état stationnaire. C'est que la vitesse de diffusion est aussi influencée par la concentration initiale de substance émise dans le matériau. Si cette concentration est élevée dans le matériau comme dans le cas des terpènes, le gradient de concentration entre le matériau et l'air sera plus important que lorsque la concentration initiale de substance dans le matériau est plus basse.

Idéalement, il conviendrait de réaliser des études en chambre test où l'on caractérise l'influence de la concentration initiale de chaque terpène pour un échantillon de taille et d'épaisseur prédéfinies.

Vu que ces résultats ne sont pas disponibles, nous chercherons à les approximer de façon indirecte.

Nous disposons de peu de données à long terme sur les matériaux en pin massif eux-mêmes, mais une analyse de données d'émission à long terme pour les panneaux OSB constitués d'un mélange de fibres de pin et de colle reprise dans la figure 7 ci-dessous, nous montre une décroissance plus rapide de 3,27 fois le premier mois qui suit les la mesure à 28 jour (de 580  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  à 28 jours à 177  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  à 60 jours) puis de moitié de mois en mois pour ralentir au-delà de 6 mois.

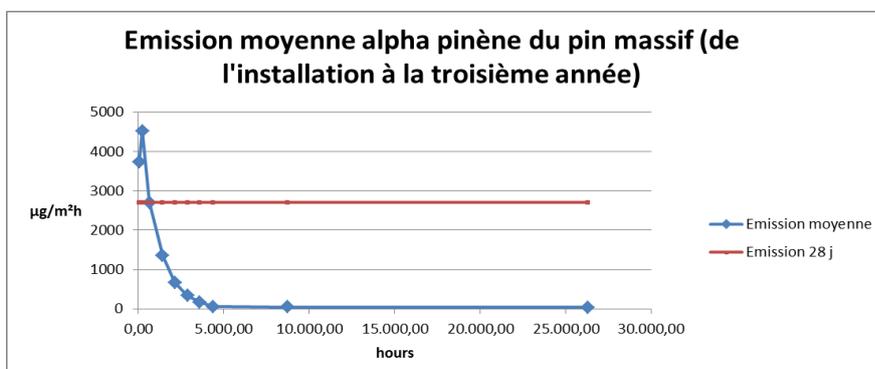
Figure 7 : Emission moyenne long terme 9 OSBs



Cette vitesse de décroissance est trop rapide pour correspondre aux valeurs mesurées disponibles pour les émissions à long terme du pin massif. La diminution plus rapide des émissions au début pour l'OSB pourrait être expliquée par des surfaces spécifiques plus importantes du bois de pin dans les panneaux en OSB. Pour rester suffisamment conservateur, on modélisera les émissions de terpènes du pin massif comme diminuant de moitié chaque mois (décroissance moyenne) suivant le premier mois (ou la décroissance est rapide), jusqu'à ce que l'émission soit suffisamment basse pour atteindre les émissions à long terme mesurées disponibles avec la formule de Chaudary et al 2014 (décroissance lente).

On obtient alors le profil d'émission suivant pour les terpènes du pin massif (ici l'alpha pinène) comme repris dans la figure 8 ci-dessous.

Figure 8 : Emission moyenne alpha pinène du pin massif (de l'installation à la troisième année)



La décroissance est beaucoup plus rapide que pour l'o-cumène. Attention, remarquez l'échelle du graphique qui couvre 3 ans d'émission plutôt que 25 dans le cas de l'o-cumène. L'émission moyenne

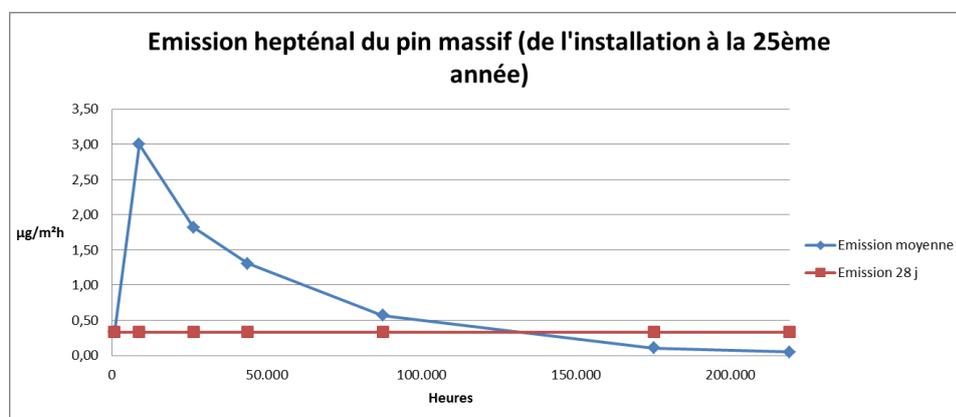
décroit de 4521  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  à 10 jours à 2703  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  à 28 jours. Elle atteint 57  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après un an. Notre dernière donnée mesurée est de 52  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  après 13 mois d'installation.

Encore une fois, on remarque que les émissions à 28 jours sont très supérieures aux émissions moyennes sur la durée de vie du produit (ici 2703  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  contre 39  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ )

Nous avons enfin un troisième cas de figure. De nombreux aldéhydes (et surtout ceux à plus haut poids moléculaire C5 à C10) sont des produits de dégradation thermique (Rofael et al. 2006)/ réaction d'oxydation des monoterpènes ( Rofael et al. 2006 et 2015, avec l'ozone Nicolas et al. 2007). Ils augmentent régulièrement pendant la première année. Nous modélisons donc une émission croissante jusqu'à 13 mois, puis le modèle de décroissance lente (proportionnel à un stock de réduit en monoterpènes à oxyder) de Chaudary et al. 2014 (2<sup>ème</sup> terme) est utilisé.

La figure 9, ci-dessous, reprend l'exemple du profil d'émission de l'hepténal.

Figure 9 : Emission moyenne de l'hepténal depuis le pin massif (de l'installation à la 25ème année)



On remarque que pour ce type de substance l'émission est supérieure à l'émission à 28 jours entre le premier mois et la quatorzième année d'émission. L'émission moyenne sur 25 ans est de 0,72  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  contre 0,33  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  à 28 jours. Dans ce cas-ci l'hypothèse que l'émission à 28 jours est représentative de l'émission pendant la durée de vie du produit mène à sous- estimer l'émission moyenne plus de deux fois, ce qui pourrait avoir des conséquences en terme d'estimation du risque sanitaire.

A noter que nous n'incluons pas les profils d'émission par substance dans le corps du mémoire vu qu'il ne s'agit que d'une donnée intermédiaire. Ceux-ci seront repris en Annexe 4.

## II.5 Paramètres d'exposition : produits de construction et ameublement dans l'air intérieur

### II.5.1. Variabilité des paramètres

Différents paramètres influencent l'exposition des occupants d'un bâtiment. Comme on peut le voir dans le tableau 12 ci-dessous, leur variabilité cumulée est importante. Dans les scénarios que nous avons choisis, la variabilité cumulée dépasse 3 ordres de grandeur.

**Tableau 12 : Variabilité cumulée des paramètres influençant l'exposition aux COVs**

Ventilation (taux de renouvellement d'air par heure)	Variabilité émissions moyenne (T° =23°C, Humidité Relative (HR)= 50%)	Charge de matériau 'm <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	Humidité	Temps passé dans la pièce/l'habitation	Influence T°	Total variabilité
15	Variable selon la substance. Dans notre étude de cas écart min-max =8	4,69	3	1,43	1,6	<b>3864</b>

Nous discutons ces paramètres dans les paragraphes suivants.

### II.5.2. Ventilation

Les taux de ventilation peuvent varier fortement. Nous les exprimons en taux de renouvellement d'air par heure. Nous avons procédé à une recherche bibliographique nous donnant une idée de ces taux d'échange d'air dans différents scénarios. Entre un bâtiment passif non ventilé et la norme belge, on constate une différence de taux de renouvellement par heure d'un facteur 15.

**Tableau 13 : Variabilité des taux de renouvellement d'air**

Ventilation (taux de renouvellement d'air par heure)		Référence
Standard maison passive neuve/grosse rénovation (permis d'urbanisme)	3,6m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> h soit <b>1,5</b> pour une pièce de 2,4 m de haut	Ventilation NBN 50-001, obligatoire région Bxl 7/6/2007 et Wallonie quand permis de bâtir (Ordonnance PEB Bxl, décret PEB 28/11/2013 en wallonie)
Moyenne EU 27	0,64	Usetox (sur base de Stoop et al NL, JRC (2008) ExpoFacts NL 2000,ExpoFacts Finlande 1992)
Médiane EU 26	0,58 (0,3-1,1)	Hänninen et al 2013 (Healtvent)
Maison "moyenne"	0,5	CEN TS16516
Maison avant 1990, ventilation naturelle	0,55 (0,42-0,7)	Missia et al (2010), JRC (2008) ExpoFacts Finlande 1992, Derbez et al 2014a, Langer et al 2016
Maison isolée	0,2	Salthammer et al 2010, Liang et al 2014, Missia et al
Maison passive/très isolée sans ventilation	<b>0,05 à 0,1</b>	Salthammer et al 2010, Derbez et al 2014a. 0,1 retenu pour notre étude de cas

### **II.5.3. Variabilité des émissions**

Les émissions sont très variables selon les matériaux et les substances. Ainsi pour l'α-pinène, les émissions moyennes au 95<sup>ème</sup> percentile sont huit fois supérieures aux émissions minimum (cf. annexe 4 « profils d'émissions »). Nous avons définis 6 profils d'émission définis sur base de l'inventaire des tests d'émission par substance :

- **émissions maximum** (95ème percentile) ;
- **émissions moyennes** ;
- **émissions minimum** ;
- **émissions maximale du matériau permises par l'arrêté royal belge** (AR BE) sur base des émissions réelles c'est-à-dire que si les émissions maximales à 28 jours dépassent les niveaux seuils prescrits par l'arrêté royal, nous avons pris comme valeur à 28 jours l'émission maximale qui serait conforme à l'arrêté ;
- **émissions maximum permises par l'AgBB** (Allemagne) sur base des émissions réelles (même approche qu'à l'alinéa précédent) ;
- **émissions après 2 mois de séchage** : on vérifie l'impact d'une obligation de ne mettre sur le marché que des produits qui ont été séchés au moins 2 mois. Il semblerait logique vu que les émissions sont plus fortes au début qu'une réduction significative des émissions ait lieu. Cette mesure est investiguée comme alternative à l'approche de l'arrêté royal belge ou de l'AgBB : si les émissions de substances depuis les matériaux excèdent les seuils d'émission prescrits par ces mesures, ils pourraient être mis sur le marché. Il convient de se rendre compte si cette mesure aurait un impact bénéfique ou négatif sur la protection de la santé.

### **II.5.4. Charge de matériau**

Celle-ci peut aussi varier grandement. Ainsi, si seul le sol d'une pièce de 12m<sup>2</sup> et 2,5 m de hauteur est recouvert, la charge de matériau sera 0.4 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Par contre, si sol, plafond et mur (ou meubles) sont du même matériau, la charge de matériau atteindra 1,875 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.

### **II.5.5. Humidité relative**

L'augmentation de l'humidité relative peut augmenter fortement l'émission de COV. Markowski et al. (2015) mentionnent 2 phénomènes :

1) l'humidité relative augmenterait l'émission COVs car le taux d'évaporation de l'eau serait alors réduit et il y aurait donc moins d'inhibition de l'évaporation des COVs que l'humidité relative est basse, auquel cas l'évaporation plus importante de l'eau absorberait l'énergie nécessaire aux COVs pour se vaporiser.

2) l'eau et les COVs seraient en compétition pour les sites de sorption sur la surface du matériau émettant et donc lorsque l'humidité relative est plus élevée, il y a plus de molécules d'eau en compétition pour ces sites qui expulsent les particules de COVs à la surface du matériau.

L'impact de l'humidité relative sur l'émission de COVs est fortement dépendant du COV : de nul à très significatif (Wolkoff et al. 1998). Wolkoff et al. observent une forte corrélation entre l'augmentation de l'humidité relative et les émissions dans les premières semaines, puis plus d'influence pour composés très volatils (on peut formuler l'hypothèse que le stock de COVs est

épuisé). Par contre, l'influence reste importante pour les composés à diffusion lente (p. ex. formaldéhyde).

De même, Salthammer et al. (2010)<sup>27</sup> observent que l'émission formaldéhyde est directement proportionnelle à l'humidité relative.

Markowicz et al. (2015) ont préparé des échantillons de bois contaminé avec un mélange de COVs (1 m appliqué à la surface (A), ou pièce immergée de 50 ml d'eau et solution de COVs (B). Avec une augmentation de l'humidité relative de 40% à 85 %, les émissions étaient de 11 (A) fois à 73 (B) fois supérieures après 4 semaines et 3 (A) fois à 5 (B) fois supérieures après 6 semaines (aussi bien pour des composés polaires qu'apolaires).

Dans une expérience par Lin et al. (2009), les émissions de COVs des sols en bois vieux de 3 mois augmentent entre 3,5 et 5,4 quand on passe d'une humidité relative (HR) de 50% à 80%.

Pour notre étude de cas et vu que l'on regarde des effets d'émission à long terme, **nous avons choisi un facteur 3 pour représenter l'augmentation d'émission due à l'humidité relative.** Le choix est arbitraire. Nous ne disposons pas de suffisamment de données pour chaque substance pour le type de matériau utilisé pour définir une augmentation du niveau d'émission fiable. On remarquera néanmoins que cette valeur semble correspondre aux émissions à long terme des études ci-dessus. Il faut noter que pour du long terme, l'impact de l'humidité doit être relativisé car tôt ou tard l'ensemble du COV à émettre aura été émis. Une augmentation de l'émission à un moment ne devrait pas influencer l'émission moyenne. La seule façon d'étudier cet impact en détail serait de concevoir une étude de long terme où l'on accélérerait l'émission, par exemple, en augmentant aussi les températures (pour autant qu'une corrélation température/temps soit connue pour les matériaux étudiés).

### II.5.6. Influence de la température

L'augmentation de température peut aussi grandement augmenter les émissions de COVs. Suite à une recherche bibliographique, nous avons trouvé une étude par Lee et al. (2012) qui documentait l'augmentation des COV totaux pour des produits bois à des températures réalistes. Comme la température utilisée pour le scénario de référence réglementaire est 23°C, nous avons ensuite calculé l'augmentation d'émission due à une augmentation de la température de 23°C à 30 °C (tableau 14).

En climat méditerranéen, à Tarente la température moyenne maximale dépasse 23°C 4 mois par an (juin 28°C, juillet 31°C, août 31°C et septembre 27°C<sup>28</sup>). Cela équivaut à 3,5 mois à 30°C. Pour le reste du temps on assume que la température sera constante à 23°C.

**Tableau 14 : Effet de la température sur les émissions de COVs (Lee et al 2012 23°C à 35°C)**

Effet température "climat méditerranéen"			23°C	25° C	30°C	35° C	ratio 30°Cvs 23°C
Description							
Lee et al 2012	laminé	VOCT ( (µg/m³h)	3808 *	4139	6427 *	8715	1,69
Lee et al 2012	engineered floor	VOCT ( (µg/m³h)	724 *	787	1434 *	2081	1,98
<b>Ratio "dérivé"</b>							1,83
<b>% augmentation dérivé</b>							77,00%
<b>% d'augmentation d'émission</b>		ratio dérivé x3,5/12					22% <b>arrondi 0,2</b>

<sup>27</sup> Salthammer et al 2010, p. 2560.

<sup>28</sup> Récupéré le 5 juin 2017 de <https://fr.climate-data.org/location/1161/>

Par contre, si l'on maintient une température constante à 19°C, l'effet sur l'émission de COV est potentiellement non négligeable comme on peut le voir dans le tableau 15 ci-dessous (données extraites d'An et al. 2011). Il s'agit en effet de la température généralement recommandée pour faire des économies d'énergie sans perte de confort<sup>29</sup>.

**Tableau 15 : Effet de la température sur les émissions de formaldéhyde (An et al 20° à 32° C)**

Effet température à 19 °C												
	Description		20°C	23°C	*	26°C		32°C	ratio 32°C vs20°C	ratio 32°C vs 23°C	augmentation émission par °C	extrapolation ratio émission 19°C par rapport à 23°C
An et al 2011	laminé j3	formaldéhyde (mg/l)	1	1,25	*	1,5		2	2	1,6	8,33%	0,75
An et al 2011	laminé j30	formaldéhyde (mg/l)	1	1	*	1		1	1	1	1	1
*valeur extrapolée linéairement												

L'augmentation des émissions au jour 3, dans ce cas indiquent un effet linéaire, une augmentation des émissions de 8,3% pour chaque degré supplémentaire. Cela signifie que l'émission à 19°C serait 75% de celle à 23°C.

Néanmoins on remarque aussi qu'au bout de 30 jours pour le laminé bois étudié les émissions de formaldéhyde à 20°C et à 32°C sont identiques. Il peut s'agir d'un moment où le formaldéhyde en surface du laminé est épuisé. L'émission devient alors beaucoup plus lente et serait dominée par la vitesse de diffusion dans le matériau et le temps nécessaire au formaldéhyde pour migrer du cœur du matériau vers la surface. Il est très difficile de se rendre compte si l'émission cumulée à long terme serait différente d'après la température. D'autres paramètres rentrent en effet en ligne de compte : concentration initiale de substance, propriétés physico-chimiques de la substance, épaisseur du matériau. On a notamment vu que la décroissance des émissions de terpènes était plus lente pour le pin massif que pour les matériaux agglomérés.

Pour notre étude de cas, nous maintenons l'hypothèse que les émissions à 19°C sont de 75% des émissions à 23°C, mais retiendrons que cette réduction d'émission peut être surestimée.

## II. 6 Scénarios sélectionnés pour l'étude de cas

Dans les pages suivantes vous trouverez les scénarios sélectionnés pour investiguer l'effet des différents paramètres sur l'exposition et les risques pour la santé humaine. Attention, les scénarios décrits ne prennent pas en compte la variation du profil d'émission mentionné plus haut. Nous varierons aussi ces profils d'émission. Au total on a donc 6 profils d'émission x 12 scénarios, soit 72 combinaisons. Les scénarios peuvent être trouvés dans le tableau 16 (cf. infra).

Quelques remarques préliminaires :

<sup>29</sup> Voir par exemple les recommandations de la région wallonne en la matière : <http://energie.wallonie.be/fr/se-chauffer.html?IDC=8603>

### *II.6.1. Scénarios réglementaires*

Les scénarios 1 et 2 couvrent l'arrêté royal belge du 8 mai 2014 et la réglementation allemande (AgBB).

Ces scénarios de référence sont ceux prévus dans la norme CEN TS 16516. Ils surestiment l'exposition dans la plupart des cas en assumant que les émissions mesurées au 28<sup>ème</sup> jour se maintiennent tout au long de la durée de vie du produit.

Tous 2 prévoient un taux de renouvellement de l'air de 0,5/h.

Les produits de construction sont censés être installés dans une pièce de 4m sur 3 au sol et de hauteur 2,5m. L'humidité relative est fixée à 50% et la température à 23°C.

L'arrêté royal belge n'est applicable qu'aux revêtements de sols, ce qui signifie qu'il n'existe pour l'instant pas de limite pour les autres produits de construction. La réglementation allemande couvre tous les produits de construction. La charge de matériau maximum assumée par l'arrêté royal est donc 0,4 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (12m<sup>2</sup> dans une pièce de surface 12 m<sup>2</sup> et de hauteur 2,5 m) et 1m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> pour la réglementation allemande (surface mur moins portes et fenêtres).

### *II.6.2. Autres scénarios*

Au-delà, des scénarios réglementaires, nous avons défini une série de scénarios en faisant varier différents paramètres. Dans les scénarios 3 à 11, nous avons considéré que la pièce définie par le CEN TS 16516 était représentative de toute la maison.

Il faut remarquer que les problèmes de santé ne se rencontrent en général qu'en dehors des cas moyens. Comme vu plus haut, on n'a pu associer un problème de santé public généralisé à l'émission de COVs par les produits de construction. Nous avons donc choisi une charge de matériau relativement élevée (1,875 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) qui correspond à une pièce dont le sol et le plafond sont en bois de pin et dont les murs sont recouverts de pin ou alternativement meublée uniquement d'étagères en pin.

Le scénario 3 est le scénario défini dans Usetox à la différence près que nous avons considéré que la pièce définie par le TS16516 et pas la maison moyenne définie dans Usetox.

Des scénarios 3 à 7, nous observons des taux de renouvellement d'air différents selon l'isolation de la maison et la présence ou pas de ventilation mécanique.

Le scénario 8 correspond au scénario 6 « maison standard isolée peu ventilée » dans laquelle on passerait un temps plus long que standard (par exemple : petits enfants, personnes âgées). Le scénario 9 investigate l'impact de l'humidité alors que le scénario 10 investigate l'impact de la température (10a avec une température constante de 19°C, 10b pour un climat méditerranéen). On remarquera pour les scénarios 9 et 10 que les hypothèses prises surestiment probablement l'effet des paramètres dans le long terme en fonction de la concentration initiale des substances émises et de l'épaisseur du matériau. Néanmoins, les paramètres choisis nous donnent une fourchette prudente des effets de ces paramètres.

Le scénario 11 est un scénario du pire combinant tous les facteurs les plus néfastes pour la santé.

Tableau 16 : Récapitulatif des scénarios d'exposition et paramètre pour l'étude de cas : émissions produits en pin massif

Paramètre	Sc1 :scénario réglementaire BE	Sc2 :scénario réglementaire AgBB (DE)	Sc3 :scénario Usetox	Sc4 :scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "avant 1990"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerranéenne	Sc11 scénario du pire
Ventilation	isolation faible à moyenne	isolation faible à moyenne	moyenne EU 27 (y-compris très vieilles maisons)	NBN 50-001	Très fortement isolée, mal ventilée	Isolée, peu ventilée	isolation faible à moyenne	Isolée, peu ventilée	Isolée, peu ventilée	Isolée, peu ventilée	Très fortement isolée, mal ventilée
Emissions	à 28 j, 75 ans	à 28 j, 75 ans	modélisée :3x25 ans	modélisée	modélisée	modélisée	modélisée	modélisée	modélisée	modélisée	modélisée
Charge de matériau	sol	sol ou plafond ou	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles	sol+ plafond+ mur/ meubles
Humidité	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	50%+-5	80%	80%
Temps passé dans l'habitation	24h/j	24h/j	14h/j	14h/j	14h/j	14h/j	14h/j	20h/j	14h/j	14h/j	20h/j
T°	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1	23°C+1 et 30°C en été	23°C+1 et 30°C en été
Facteurs	Sc1 :scénario réglementaire BE	Sc2 :scénario réglementaire AgBB (DE)	Sc3 :scénario Usetox	Sc4 :scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "avant 1990"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerranéenne	Sc11 scénario du pire
Ventilation (taux de renouvellement d'air)	0,5	0,5	0,64	1,5	0,1	0,2	0,58	0,2	0,2	0,2	0,1
Emission	variable	variable	variable	variable	variable	variable	variable	variable	variable	variable	variable
Charge de matériau (m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	0,4	1	1,875	1,875	1,875	1,875	1,875	1,875	1,875	1,875	1,875
Humidité	1	1	1	1	1	1	1	3	3	1	3
Temps passé dans l'habitation	1	1	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,83	0,58	0,58	0,83
T°	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,2	1,2

### **II.6.3. Impact de la variabilité des émissions**

Nous avons aussi distingué les expositions selon les émissions : minimum, moyenne, maximum 95 percentile, matériau conforme AgBB, matériau après 2 mois séchage (ce dernier scénario pour voir s'il serait intéressant d'imposer une exigence supplémentaire sur les produits de construction naturels

## **II. 7 Screening des COVs retenus pour l'analyse des scénarios de l'étude de cas**

Parmi les substances mentionnées dans le « tableau 8 : Pin massif substances émises (inventaire) » dans la section III.6, nous avons décidé de ne retenir que celles qui pourraient occasionner un risque. Nous avons donc sélectionné seulement ces substances qui, dans le scénario 6 « maison standard, isolée, peu ventilée » ont un Ratio de Caractérisation du Risque supérieur à 1%. Ce RCR a été déterminé en comparant l'exposition dans le scénario 6 à la valeur seuil chronique la plus sévère définie pour une substance (DNEL, EU-LCI, NIK AgBB, valeur guide OMS).

## **II.8 Profil toxicologique détaillé des substances sélectionnées pour l'étude de cas**

Pour les substances avec un RCR supérieur à 5% dans le scénario 6, nous avons étudié plus en détail le profil toxicologique avec la méthodologie suivante :

- 1) recherche des classifications, DNELs et revues des données publiées du dossier d'enregistrement sur le site de l'Agence Chimique européenne (Echa) et screening Echa pour l'enregistrement 2018 (le screening de l'Echa sur les critères de l'annexe III de REACH indique sur base de screening QSAR (Quantitative Structure Activity Relationship) si les substances non enregistrées peuvent être cancérigènes ou mutagènes) ;
- 2) consultation des documents de support pour l'établissement des EU-LCI ([https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci_en)) ou AgBB ;
- 3) recherche complémentaire sur Pubmed et Science Direct en se concentrant sur les propriétés des substances y compris quand approprié avec les mots- clés, « inhalation », « sensitization », « irritant », « hypersensitivity [Mesh Terms], Allergy [Mesh terms], Asthma [Mesh terms] .

## **II.9 DALYs, QALYs et valeur monétaire**

Dans la comptabilité sanitaire des pays développés où la mortalité infantile ou la mort prématurée est rare, on préfère parler en QALY c'est-à-dire en nombre d'années de vie en bonne santé gagnées par une certaine politique. Pour autant que les méthodologies pour définir la qualité de vie moins qu'optimum ou la perte de qualité de vie optimum sont les mêmes (souvent sur base de quantification des préférences essentiellement), on peut dire que « 1 DALY = 1 QALY » ou encore que l'espérance de vie – les DALYs mesurés = les QALYs calculés pour la même personne/population dans

les mêmes conditions. Donc le gain en QALYs dus à une politique de santé égale la diminution des DALYs obtenus par cette politique de santé<sup>30</sup>.

Les méthodes de valorisation économiques des QALYs sont bien établies et, malgré les incertitudes, on peut donner une valeur économique à une année de vie en bonne santé gagnée.

Quelques valeurs estimées pour la Belgique citées par Lieven Annemans (2017) sont reprises dans le tableau 17 ci-dessous.

**Tableau 17 : QALY : Valeur monétaire (Annemans 2017)**

<b>Référence</b>	<b>Méthode utilisée</b>	<b>Valeur/QALY</b>
OMS	De 1 à 3 x le PIB/personne	37.000 €
Desaigues et al. (2007)	Willingness to pay EU	40.000 €
Rapport coût bénéfice de s'occuper d'un patient dialysé		100.000 \$

Nous ne nous lançons pas ici sur la validité d'une évaluation ou d'une autre. Ce n'est pas notre propos. On se rend bien compte qu'il existe des incertitudes méthodologiques. L'approche est néanmoins intéressante pour rendre concret un outil d'information tels les indicateurs d'impact sanitaires. Pour illustrer notre propos nous prendrons une valeur de 40.000 €/DALY en considérant qu'un DALY « coûte » la perte d'un QALY.

---

<sup>30</sup> National Research Council of the Academies (2010), Accounting for Health Care, p. 135.

### III. Résultats

#### III.1. Occurrence de COVs dans l'air intérieur et origine

Les résultats de notre recherche bibliographique ont fourni 32 études. Dans les tableaux-ci-dessous ces études sont référencées avec un nombre de 1 à 32. Les critères pour déterminer les scores de pertinence a été développé en section III.5.

3 niveaux de pertinence par rapport à notre objet ont été distingués (tableau 18):

**Tableau 18 : Pertinence substance pour notre étude**

	<b>Peu pertinent.</b> <b>Code couleur rouge</b>	<b>Moyennement pertinent</b> <b>Code couleur : orange</b>	<b>Pertinent</b> <b>Code couleur : vert</b>
Score de pertinence	0	1	2

Nous reprenons ci-dans le tableau 19 (page suivante) les substances ayant obtenue un score de pertinence total de 8 ou plus. Les scores de pertinences pour les autres substances reprises dans notre inventaire d'occurrence de substances dans l'air intérieur est repris en annexe 2.

Si l'on se réfère à l'annexe 2, Nous avons répertorié au 25 COVs trouvés communément dans l'air intérieur.

7 substances ont des scores de 4 ou moins. Il s'agit soit de substances présentes dans l'air intérieur mais ayant pour origine l'air ambiant comme le benzène (source principale trafic automobile) ou de substances issues de fragrances (n-décane et n-undécane), de produits d'entretiens (tétra, tri et dichloroéthylène) ou de boule antimites (naphtaline).

Les substances ayant un score compris entre 5 et 7 sont au nombre de 11. On y retrouve des hydrocarbures aromatiques (4) tels le toluène, le xylène ou le styrène. Ces composés sont généralement dangereux pour les voies respiratoires, peuvent occasionner des irritations respiratoires, voire des sensibilisations respiratoires et de l'asthme. Néanmoins, leur source principale est le trafic automobile bien qu'ils puissent être émis par les produits d'entretien et les peintures (donc soit hors du champ de notre étude, soit donnant lieu à des expositions aiguës dans le cas des peintures). On remarque, en outre, que les teneurs dans l'air intérieur mènent à des ratios de caractérisation du risque de moyens à faibles.

Le limonène obtient un score de 7. S'il peut occasionner une irritation et de l'hypersensibilité, il est plutôt associé aux fragrances des produits d'entretien même si on peut le retrouver dans le bois de hêtre. Les concentrations observées mènent néanmoins à un risque moyen.

Tableau 19 : Substances retrouvées dans l'air intérieur : sélection des substances les plus pertinentes pour l'étude de cas

Substance/famille	CAS	Score de pertinence	Sources principales d'émission (air extérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur, matériaux de construction)	Emission "chronique" depuis produits de construction	classification (inhalation)	Autres effets littérature	valeurs typiques air intérieur	valeurs limites d'exposition
<b>Aldéhydes</b>										
Formaldéhyde	50-00-0	10	Gaz d'échappement (17)	Combustion : cheminée, cuisinières, tabac, produits d'entretien (2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15, 17, Echa infocard)	Panneau à base de bois aggloméré ou collé, , mousses isolantes PU, peintures acryliques (2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15, 17, 29, Echa infocard)	Oui, tout produit de construction à base de bois aggloméré, contreplaqué tel que sol, panneaux	Cancérogène, génotoxique, irritation voies respiratoires,	Rhinite, asthme (31), œdème pulmonaires et pneumonies, oppression respiratoire et nocturne (27), allergies (17,29)	Typique de 5 à 50 µg/m³ (6, 9, 10, 15) mais des valeurs très élevées peuvent être observées dans l'air intérieur (220 µg/m³ cité 7 Japon, 91,4 µg/m³ en Espagne 8, 467 µg/m³ cité dans 14 Hong Kong). A Bruxelles en 6 ans le CRIPI n'a cependant repéré que 4 logements excèdent la dose de 100 µg/m³, par contre 71% des logements analysés dépassaient 10 µg/m³.	DE NIK, EU-LCI, OMS 100 µg/m³. En FR CLI 10 µg/m³
Hexaldéhyde (hexanal)	66-25-1	8			Matériaux de construction en bois, peintures (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Matériaux de construction en bois, (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Cause une irritation grave des yeux (H319)	Irritation fosses nasales?, Effets cytotoxiques (28)	76 à 856 µg/m³ pendant période avant occupation, puis 14 à 93 µg/m³ (9)	EU LCI 900 µg/m³
Furfural	98-01-1	9			Matériaux en bois (30)	Matériaux en bois (30)	Potentiellement cancérigène (H351), irritant potentiel respiratoire (H335)	Diminution de la fonction pulmonaire (30)	1,9 µg/m³ (30)	NIK AgBB 20 µg/m³
2-octénel	2548-87-0	8			Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Pas de classification	Cancérogène potentiel (screening Echa annexe III), irritant? (29)	150 µg/m³	EU-LCI 7 µg/m³
2-décénel	3913-71-1	8			Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Pas de classification	Cancérogène potentiel (screening Echa annexe III), irritant? (29)	150 µg/m³	EU-LCI 7 µg/m³
<b>Terpènes</b>										
D-3- carène	13466-78-9	10	sources biogéniques (bois)	Détergents, parfums d'intérieur (5, 25), souvent en association avec essences bois : meubles, parquets... (prendre en compte) (24, 25, 26)	Souvent en association avec essences bois (prendre en compte)	Produits en bois (sols, ossature, murs) (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 25, 26) cas récents d'allergie dans maisons bois (CRIPI 2016)	Irritant peau, peut causer allergies cutanées	Oppression respiratoire nocturne, perte de souffle, hyperréactivité bronchique, asthme? (27)	Souvent bas (s24) mais peut atteindre niveaux très élevés (25) jusqu'à 2200 µg/m³ quand combinaison avec meubles (26)	EU LCI 1500 µg/m³, mais limite Long terme AT 150 µg/m³ pour la somme des terpènes
α-pinène	80-56-8	10	sources biogéniques (bois)	Bois (conifères) et HDF sols et meubles (s6, s7, s8, s9, s10, s11, s12, s14, s15, s25, s26), peinture aérosols, diluant, solvant imperméable (s15), détergent et parfums d'ambiance (s18, s25), détergents (30)	Bois (sols, ossatures, murs...), peinture	produits en bois (sols, ossature, murs) (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 25, 26) cas récents d'allergie dans maisons bois (CRIPI 2016)	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, occasionne irritation peau et peut occasionner allergies	Palpitations, désordres nerveux, bronchite, néphrite, irritant et sensibilisant respiratoire	Extrêmement variable. Si généralement bas (moins de 100 µg/m³) (6, 8, 9, 10, 14, 15, 24, 25) des valeurs très élevées peuvent être observées (jusqu'à 6000 µg/m³) peu après l'installation de meubles en combinaison avec produits de construction. Dépend aussi de la phase de construction (10, 11, 12, 15, 25, 26)	EU LCI 1500 µg/m³, mais limite Long terme AT 150 µg/m³ pour la somme des terpènes

## Tableau 20 : Références utilisées pour l'étude d'occurrence

(1) Langer et al 2016, (2) Bentayeb et al 2013, (3) Billionnet et al 2011, (4) Schlink et al 2016, (5) Bari et al 2015, (6) Poppendieck et al 2015, (7) Uchiyama et al 2015, (8) Villanueva et al 2015, (9) Derbez et al 2014 a, (10) Derbez et al 2014 b, (11) Liang et al 2014 a, (12) Liang et al 2014 b, (13) Blavier et al 2013, (14) Guo et al 2011, (15) Sarigiannis et al 2011, (16) Shinoara et al 2009, (17) Sachot et al 2008, (18) Bouland et al 2007, (19) Muezzinoglu et al 2001, (20) Edwards et al 2001, (21) Namiesnik et al 1994, (22) Brown et al 1990, (23) Sollinger et al 1994, (24) Schmidt et al 2015, (25) Król et al 2014, (26) Marc et al 2014, (27) Norback et al 1995, (28) Mersch-Sundermann 2010, (29) Jensen et al 2001, (30) Cakmak et al 2014, (31) Takeda et al 2009, (32) Jia et al 2008

On retrouve aussi 5 aldéhydes (acétaldéhyde, octanal, nonanal, décanal, hepténal) avec un score de 6 à 7 émis par des matériaux en bois, des peintures ou des tapis. Pour les matériaux en bois, il s'agit de produits de décomposition d'autres aldéhydes. Ils sont tous irritants cutanés et ont été associés à des symptômes respiratoires tels une diminution de la fonction pulmonaire mais sont généralement présents dans des quantités menant à un risque moyen à faible. L'hepténal est quant à lui suspecté d'être cancérigène mais les expositions à 28 jours sont très basses voire non-détectables.

Restent 7 substances avec un score supérieur ou égal à 8, toutes parmi les terpènes (2) et les aldéhydes (5). 4 substances avec des scores supérieurs ou égaux à 9 : le formaldéhyde, le 3-carène, l' $\alpha$ -pinène et le furfural. Tous ont les matériaux de construction comme source principale.

Les raisons pour les scores élevés sont différentes pour ces 4 substances :

Pour les aldéhydes, le formaldéhyde est cancérigène alors que le furfural a une valeur seuil chronique très basse de  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les terpènes (2) sont irritants, suspectés de causer des allergies et d'affecter le système respiratoire (palpitations, désordres nerveux, bronchite, néphrite, sensibilisant respiratoire pour l' $\alpha$ -pinène et oppression respiratoire nocturne, perte de souffle et hyperréactivité bronchique pour le 3-carène). Même si les niveaux seuils pour exposition chronique (EU-LCI) sont relativement élevés ( $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), des concentrations très élevées (jusqu'à  $6000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ont été observées. Ces substances ont de plus été identifiées comme liées à des troubles respiratoires lors d'intervention de l'ambulance verte bruxelloise (CRIPI) dans des maisons en bois de pin.

Parmi les produits en bois, les produits en bois massif et plus particulièrement ceux en pin massif sont ceux qui émettent le plus d' $\alpha$ -pinène. Ils peuvent aussi émettre du 3-carène (cf. section II.3 et II.4) et du furfural. Nous avons donc complété notre inventaire en nous concentrant sur les émissions de COVs du pin massif. Les résultats de notre inventaire sont repris dans la section suivante. Nous procédons aussi à une sélection des substances pour lesquelles nous voulons approfondir la recherche sur les propriétés toxicologiques.

### III.2 Caractérisation des risques pour le scénario de base et sélection des substances étudiées plus en détail

Les résultats de notre inventaire des substances émises par le pin massif sont repris dans le tableau 21. Notre scénario de base, le scénario 6, représente une maison isolée et peu ventilée avec une charge importante de bois de pin. Nous utilisons ce scénario pour sélectionner les substances émises par le bois de pin ayant l'impact le plus élevé. Toutes les substances avec un ratio de caractérisation du risque (RCR) supérieur à 1% sont sélectionnées pour une analyse ultérieure dans les autres scénarios sélectionnés (substances en jaune et en orange). Pour les substances avec un RCR supérieur à 5% (en orange), nous étudions par ailleurs plus en détail le profil toxicologique (cf. section suivante).

Tableau 21 : Pin massif : caractérisation du risque : scénario 6 : maison isolée peu ventilée

Substance	CAS#	Exposition moyenne sur 75 ans pour une charge matériau de 1,875 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> (sols et murs) et un taux de renouvellement d'air de 0,5 (µg/m <sup>3</sup> )	DNEL LT inhalation population générale (µg/m <sup>3</sup> ) Dossier d'enregistrement Echa	RCR (Exp/DNEL) (µg/m <sup>3</sup> )	note	EU-LCI (µg/m <sup>3</sup> ) ou LCI national si pas disponible	RCR Exp/EU-LCI (µg/m <sup>3</sup> )	Note
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>								
o-cumène	527-84-4	25,73	pas dispo			1000	2,57%	
<b>Terpènes</b>								Lim LT Σ terpènes AT 150 µg/m <sup>3</sup>
Σterpènes		278,58	si aligné sur α-Pinène =1060	26,28%				
α-Pinène	80-56-8	212,75	1000	21,28%		2500	8,51%	
β-Pinène	127-91-3	2,07	pas dispo			1400	0,15%	
3-Carène	13466-78-9	55,29	1000	5,53%		1500	3,69%	
β-Phellandrène	555-10-2	2,56	pas dispo			1400	0,18%	
Myrcène	123-35-3	1,75	1250	0,14%		1400	0,13%	
Limonène	138-86-3	1,73	pas dispo			5000	0,03%	
Camphène	79-92-5	1,17	54300	0,00%		1400	0,08%	
<b>Alcools aliphatiques</b>								
1-pentanol	71-41-0	6,36	13000	0,05%	Effet local.Irritation. En cours d'évaluation : sensibilisant suspecté	730	0,87%	
<b>Aldéhydes</b>								
Formaldehyde	50-00-0	9,19	100	9,19%	Effet local. Dossier d'enregistrement. DNEL pas contesté lors de l'évaluation Echa. Mais classifié comme cancérogène	100	9,19%	
Acétaldehyde	75-07-0	2,04	pas dispo			1200	0,17%	
Propanal	123-38-6	1,36	pas dispo			200	0,68%	BE-LCI
Furfural	98-01-1	1,36	8000	0,02%		20	6,80%	AgBB-NIK
Pentanal	110-62-3	16,99	pas dispo			800	2,12%	
Hexanal	66-25-1	228,63	pas dispo			900	25,40%	
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	3,91	pas dispo			7	55,86%	
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	3,78	pas dispo			7	54,00%	
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	0,90	pas dispo			7	12,86%	
<b>Acides</b>								
Acide acétique	64-19-7	4,46	25000		Effet local. Irritation. Voies respiratoires.	1250	0,36%	AgBB NIK

### III. 3 Profil toxicologique des principales substances émises par le bois de pin : éléments essentiels

Le tableau 22 reprend les principales caractéristiques toxicologiques des substances sélectionnées dans la section précédente. Nous relevons dans les paragraphes suivants quelques points importants non capturés par le tableau. La discussion détaillée des propriétés toxicologiques et de la dérivation des valeurs seuils chroniques est reprise en annexe 5.

Tableau 22 : Tableau récapitulatif du profil toxicologique des principales substances émises par le pin massif

Substance	CAS#	Classification GHS/CLP	Autres symptômes observés	DNEL chronique inhalation population générale (µg/m3) Dossier d'enregistrement Echa	EU-LCI (µg/m3)	Note
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>						
o-cumène	527-84-4	Liquide et vapeur inflammables (H226)	Dangereux si avalé (H302), Irritant cutané (H315)	pas dispo	1000	
<b>Terpènes</b>						
α-Pinène	80-56-8	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires (H304), occasionne irritation peau (H315) et peut occasionner allergies cutanées (H317). Liquide et vapeur inflammables (H226), très écotoxique pour la vie aquatique (H410)	palpitation, désordres nerveux, bronchite, néphrite, irritant, sensibilisant respiratoire?	1000	2500	Sources et études principales : Echa (2017a), Friedrich et al. (2007), Wei et al. (2010), Wei et al. (2006) Erikson et al. (1996), Falk Filipson (1996), Rosenberg et al. (2002), Erikson et al. (1996), Falk (1990), Wolkoff et al. (2017), Trantallidi et al. (2015), roher et al. (2002), Wolkoff et al. (2013), Rofael et al. (2015), Nicolas et al. (2007), Kephapoulos et al. (2013), NTP (2006), Gminski et al. (2010)
3-Carène	13466-78-9	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires (H304), occasionne irritation peau (H315) et peut occasionner allergies cutanées (H317). Liquide et vapeur inflammables (H226), Dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H411)		1000	1500	Sources et principales : Echa (2017b), Friedrich et al. (2007), Wei et al. (2010), Wei et al. (2006) Erikson et al. (1996), Falk Filipson (1996), Rosenberg et al. (2002), Erikson et al. (1996), Falk (1990), Wolkoff et al. (2017), Trantallidi et al. (2015), Rohr et al. (2002), Wolkoff et al. (2013), Rofael et al. (2015), Nicolas et al. (2007), Kephapoulos et al. (2013).
<b>Aldéhydes</b>						
Formaldéhyde	50-00-0	Cancérogène 1b (H350), suspecté d'occasionner dommage au génôme (H341), corrosif (H314), sensibilisant cutané (H317), toxique (aigu) si ingéré (H301) toxique(aigu) en contact avec la peau (H311), peut occasionner brûlures cutanées et aux yeux, , toxique (aigu) si inhalé (H331)	Rhinite, asthme, œdème pulmonaires et pneumonies, sensibilisant respiratoire?	100	100	Sources et étude principales : OMS (2010), Echa (2017c), AFSSET (2007), ATDSR (1999), Hölmstrom et al. (1989), ANSES (2011), Kephapoulos et al. (2013), Nielsen et al. (2013), Wu et al. (2013)
Furfural	98-01-1	Liquide et vapeur inflammable (H226), toxique (aigu) si ingéré (H301), fatal (aigu) si inhalé (H330), potentiellement cancérigène (H351), irritant cutané (H315), Irrite gravement les yeux (H319), peut occasionner une irritation respiratoire (H335), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H412)		8000	20	Valeur seuil : AgBB-NIK. Sources et études principales : Echa (2017d), EU RAR (2008), IARC (1995), Irwin et al. (1990), Shimizu et al. (1996), Miyakawa et al. (1991), Feron (1972), Feron et Krucze (1978), Feron et al. (1979), Bochinski (1982), Arts et al. (2004), Staal et al. (2008), UBA (2011)
Pentanal	110-62-3	Liquide ou vapeur hautement inflammable (H225), dangereux (aigu) si inhalé (H332), peut occasionner allergies cutanées (H317), peut causer irritation respiratoire (H335), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H412)		pas dispo	800	EU-LCI (Kephapoulos et al. (2013)
Hexanal	66-25-1	Liquide ou vapeur inflammable (H226), peut causer des irritations oculaires sérieuses (H319)		pas dispo	900	EU-LCI (Kephapoulos et al. (2013)
Hepténal ( sur base de l'ED 50 ingestion acroléine mentionné dans Usetox)	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	Liquide ou vapeur inflammable (H226), dangereux (aigu) si ingéré (H302), dangereux (aigu) en contact avec la peau (H312), peut occasionner des allergies cutanées (H317)		pas dispo	7	EU LCI. Sources et principales études : Echa (2017e), AgBB (2012), Wolfe et al. (1987), Voronin et al. (1982), Commission européenne (2016), Grant et al. (2015), Dorman et al. (2008)
Hepténal (dérivation à partir du NOAEL)	idem	idem	idem			EU LCI. Sources et principales études : Echa (2017e), AgBB (2012), Wolfe et al. (1987), Voronin et al. (1982), Commission européenne (2016), Grant et al. (2015), Dorman et al. (2008), US EPA (2016)
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	Irritant cutané (H315), irrite gravement les yeux (H319)		pas dispo	7	EU LCI. Sources et principales études : Echa (2017f), AgBB (2012), Wolfe et al. (1987), Voronin et al. (1982), Commission européenne (2016), Grant et al. (2015), Dorman et al. (2008)
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	Irritant cutané (H315), irrite gravement les yeux (H319), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H411)		pas dispo	7	EU LCI. Sources et principales études : Echa (2017f), AgBB (2012), Wolfe et al. (1987), Voronin et al. (1982), Commission européenne (2016), Grant et al. (2015), Dorman et al. (2008)

### III.3.1 Toxicité des monoterpènes

La famille de composés organiques volatils émis en plus grande quantité par les produits en pin sont les monoterpènes. Ceux-ci comprennent l'α-pinène et le delta 3 carène. Ces produits sont communément utilisés comme fragrances notamment dans les produits d'entretien et ont été suspectés de causer des allergies et des affections respiratoires. Pour la classification on se réfère au dossier d'enregistrement (respectivement Echa 2017a et Echa 2017b).

S'ils sont irritants cutanés, ils ne peuvent être considérés comme sensibilisants cutanés (Friedrich et al. 2007, Wei et al. 2010). De nombreux tests ont été réalisés sur les travailleurs de l'industrie du bois exposés à la sciure et aux émanations de pin (Erikson et al. 1996), ou encore sur des travailleurs travaillant avec de la térébenthine (mélange naturel ou artificiel de alpha –pinène et 3-carène ; Falk - Filipson 1996). A des niveaux élevés on peut rencontrer pour une exposition aiguë une certaine hypersensibilité des bronches (Erikson 1997) ainsi que des effets d'irritation sensorielle<sup>31</sup> suite à une exposition à des vapeurs d'α-pinène à un niveau de 450 mg/m<sup>3</sup> (Falk 1990). Wolkoff et al (2017) dérivent les niveaux d'exposition aiguë seuils suivants : Alpha-pinène : de 14,000 à 45,000 µg/m<sup>3</sup> ; 3-carène de 9500 à 90,000 µg/m<sup>3</sup>.

A noter, qu'un mécanisme qui pourrait expliquer cette irritation sensorielle serait l'effet non pas des substances elles-mêmes mais d'un ou plusieurs produits de réaction avec l'ozone/d'oxydation (Rohr et al. 2002, Wolkoff et al. 2013). On remarquera aussi que de nombreux aldéhydes se formeront aussi par réaction avec l'ozone ou d'autres agents oxydants (formaldéhyde, pentanal, hexanal, heptanal, nonanal, octenal, décenal (Rofael et al. 2015, Nicolas et al. 2007, Wolkoff et al. 2017) cf. plus bas.

Wolkoff et al. (2017) formulent en outre l'hypothèse que certains effets perçus par les personnes se plaignant de symptômes de difficulté respiratoire ou d'asthme soient d'ordre psychologique (**effet nocebo**) qui pourraient expliquer une plus grande réactivité de personnes atteintes d'allergies/asthme étant donné que le seuil de détection olfactive est 2 à 3 ordres de grandeur inférieur au seuil d'irritation sensorielle pour l'α-pinène et le 3 carène. La perception de l'odeur et la peur des effets augmenteraient la réaction de ces populations.

Vu la difficulté pour établir des liens de cause à effet entre l'exposition aux terpènes et la sensibilisation, les niveaux seuils chroniques sont basés sur d'autres effets. Ainsi, la base pour la détermination de la valeur EU-LCI (Kephelopoulos et al. 2013) est une hyperplasie des cellules épithéliales de la vessie, observée chez des souris (Etude NTP 2006).

### III.3.2 toxicité du formaldéhyde

Le formaldéhyde est un des produits d'oxydation des terpènes contenus dans le bois de pin. Pour la classification, on se réfère au dossier d'enregistrement et à l'évaluation Echa (2017c).

Il est classifié H351 cancérigène 1 b « Cancérigène probable pour l'homme ». Les dernières recommandations OMS (OMS 2010) mentionnent essentiellement 2 effets possibles : cancer du nasopharynx et pour des expositions élevées seulement une possibilité de leucémie chez les humains. La recommandation dérive un niveau seuil de 0.21 mg/m<sup>3</sup>. La recommandation considère qu'il n'y a pas de différence de

---

<sup>31</sup> L'irritation sensorielle suite à l'exposition à une substance chimique dans l'air « se traduit par une sensation déplaisante au niveau des yeux et des voies respiratoires supérieures due à la stimulation du nerf trigéminal par cette substance irritante aérosolée (OMS 2010, p. 114)

sensibilité significative entre la population générale et des groupes vulnérables tels les enfants et les personnes âgées.

Le formaldéhyde est un irritant cutané, classification H314 « occasionne des brûlures graves et des dommages aux yeux ». Il peut aussi occasionner des réactions allergiques de la peau (H317).

L'OMS ayant observé des symptômes qui peuvent indiquer une irritation sensorielle définit une limite d'exposition aiguë de 0,1 mg/m<sup>3</sup>.

Le dossier d'enregistrement ne considère pas le formaldéhyde comme sensibilisant respiratoire. L'OMS indique que « le formaldéhyde seul ne crée pas d'hypersensibilité via l'immunoglobuline (IgE). D'autres mécanismes ont été suggérés : inflammation et action du formaldéhyde comme adjuvant pour d'autres allergènes<sup>32</sup> (et aussi Wu et al. 2013). Pour l'asthme chez les enfants comme pour les effets sur la capacité pulmonaire des adultes, il est difficile de trouver des associations significatives ou non équivoques (les sujets étant souvent exposés à d'autres facteurs qui pourraient être allergènes) avec l'exposition au formaldéhyde.<sup>33</sup> En outre, « la littérature expérimentale et épidémiologique sur le formaldéhyde n'indique pas d'augmentation de la sensibilisation chez les enfants, les personnes âgées et les asthmatiques »<sup>34</sup>. A noter que le seuil olfactif pour le formaldéhyde peut être relativement bas (de 0.05 à 0.5 mg/m<sup>3</sup><sup>35</sup>. On ne peut donc exclure des effets « psychologiques » : le fait de sentir une odeur âcre crée des réactions chez des personnes sensibles (cf. plus haut, terpènes, effet Nocebo).

L'OMS 2010 préconise une seule valeur seuil d'émission pour toute la population sans distinction de groupe vulnérable : 0,1mg/m<sup>3</sup>. Dans un souci de simplicité, cette valeur est recommandée aussi bien pour l'exposition aiguë que chronique (le fait d'éviter les effets aigus permettant aussi d'éviter les effets chroniques). L'Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail (AFFSET, maintenant ANSES) a proposé en 2007 (AFFSET 2007) et confirmé en 2011 une valeur guide de 10 µg/m<sup>3</sup> pour l'exposition à long terme. L'Agence se base essentiellement sur une valeur guide similaire établie par l'Agence fédérale américaine ATDSR en 1999, elle-même se basant sur un étude par Holmström et al. (1989), réalisée sur des travailleurs exposés au formaldéhyde (lésions histopathologiques au niveau du nez).

La valeur seuil EU-LCI (Kephalopoulos et al. 2013), et donc d'application en Allemagne et en Belgique, a été fixée à 0.1 mg/m<sup>3</sup>.

### **III.3.3. Toxicité du furfural**

La classification harmonisée du furfural indique qu'il est potentiellement cancérigène (H351).

Le furfural est classé fatal si inhalé (H330). Le seuil de toxicité aiguë par inhalation pour la population générale est de 136 mg/m<sup>3</sup>.

Le furfural est un irritant cutané (H315) et il irrite gravement les yeux (H319). Le furfural est classé comme irritant potentiel respiratoire (H335). Nos recherches n'ont pu confirmer que le furfural serait un sensibilisant respiratoire.

---

<sup>32</sup> OMS 2010, p ; 117

<sup>33</sup> OMS 2010, p. 119 et 120

<sup>34</sup> OMS 2010, p. 121

<sup>35</sup> OMS 2010, p. 113.

En ce qui concerne les effets à long terme, pour l'instant, il n'y a pas de valeur seuil EU-LCI mais l'AgBB a dérivé une limite de 20µg/m<sup>3</sup>.

### III.3.4. Toxicité de l'hepténal, du nonénal et de l'undécénal

Un screening in silico QSAR (quantitative activity relationship) par l'Echa (inventaire annexe III) indique que l'undécénal est potentiellement cancérigène (Echa 2017g).

L'hepténal et le nonénal sont indiqués comme potentiellement cancérigènes et mutagènes sur base du même inventaire (Echa 2017 e et Echa 2017f). L'annexe 5 décrit en détail la base utilisée pour dériver un DNEL pour les effets à long terme, essentiellement sur base d'un read-across avec d'autres aldéhydes (crotonaldéhyde et acroléine).

### III.4. Exposition : émissions et immissions

Nous avons plus haut discuté de manière théorique les facteurs qui influencent l'exposition. Nous présentons ici les résultats de notre étude de cas.

Tout d'abord, les écarts d'émissions peuvent varier grandement d'une substance à l'autre et pour une même substance (voir annexes 3 et 4). L'exposition des occupants d'un bâtiment varie de plus, comme nous l'avons souligné dans la section matériaux et méthodes, aussi de manière significative selon le scénario choisi. Nous reprenons ci-dessous 2 exemples significatifs et vous renvoyons à l'annexe 6 pour les autres substances.

Tableau 23 : Emissions et immissions pinène selon différents scénarios

Substance	Emission	Emission moyenne 75 ans (µg/m <sup>2</sup> h)	Immission (µg/m <sup>3</sup> )										
			sc1 AR BE	sc2 AgBB	sc3 Usetox	sc4 Passive/ ventil méc.	sc5 Très isolée/ mal ventilée	sc6 Isolée/ mal ventilée	sc7 maison "ancienn e"	sc8 LT à l'intérieur	sc9 Humide	sc10 Climat méditer.	sc11 sc du pire
alpha-pinène	Emission max (95 percentile)	75,16	5.100,88	12.752,20	127,71	54,49	817,34	408,67	140,92	584,82	1.226,01	490,40	4.210,71
alpha-pinène	Emission moyenne	39,13	2.162,67	5.406,67	66,48	28,37	425,49	212,75	73,36	304,45	638,24	255,30	2.192,02
alpha-pinène	Emission min	9,73	328,00	820,00	16,54	7,06	105,86	52,93	18,25	75,74	158,78	63,51	545,34
alpha-pinène	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	25,38	1.000,00	2.500,00	109,66	46,79	701,85	350,92	121,01	502,18	1.052,77	165,57	1.421,65
alpha-pinène	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	20,54	400,00	1.000,00	34,90	14,84	222,67	111,33	38,39	159,32	334,00	134,02	1.246,59
alpha-pinène	Emission 2 mois séchage	44,22	2.550,44	6.376,10	75,15	32,06	480,93	240,46	82,92	344,11	721,39	288,56	2.477,61

Comme l'indique le tableau 23, les émissions moyennes du pinène depuis le bois de pin varient entre 9,73 µg/m<sup>2</sup>h et 75,16 µg/m<sup>2</sup>h, soit un rapport de 1 à 8 si l'on considère les matériaux de notre échantillon. Les matériaux conformes à la réglementation belge ou allemande (AgBB) ont quant à eux des émissions d'un tiers inférieures à la moyenne des émissions matériaux repris dans notre inventaire. Ces réglementations contribuent donc à exclure une partie des matériaux à plus fortes émissions.

Les émissions de produits à 2 mois de séchage sont par ailleurs supérieures à la moyenne des émissions et 2 fois supérieures aux émissions conformes aux réglementations belges et allemandes, ce qui signifie que cette mesure n'a pas d'effet notable pour contrôler les matériaux à forte émission.

Lorsque l'on regarde les immissions, on se rend compte que les scénarios réglementaires surestiment systématiquement les immissions, à l'exception du cas extrême (tous les facteurs augmentant

l'exposition se conjuguant) et du scénario d'une maison isolée mal ventilée dans laquelle on aurait une humidité élevée (sc9).

On observe, en outre, pour une même émission, une variation très importante entre le scénario 4 « maison passive » avec ventilation mécanique (sc4) et le cas extrême sc 11 : l'immission dans ce dernier scénario étant 77 fois plus élevée que dans le premier, 10 fois si l'on compare le scénario de base « maison isolée mal ventilée » au scénario extrême.

On remarque enfin, que les émissions dans une maison ancienne peu isolée, sont relativement basses.

Pour poursuivre, dans le tableau 24, nous nous intéressons à l'hepténal. C'est un produit de dégradation des terpènes et, donc, les émissions de celui-ci sont plus élevées dans le moyen terme (comme d'ailleurs d'autres aldéhydes) qu'après un mois.

**Tableau 24 : Emissions et immission de l'hepténal depuis le pin massif**

Substance	Emission	Emission moyenne 75 ans (µg/m³h)	Immission (µg/m³)										
			sc1 AR BE	sc2 AgBB	sc3 Usetox	sc4 Passive/ ventil méc.	sc5 Très isolée/ mal ventilée	sc6 Isolée/ mal ventilée	sc7 maison "ancienn e"	sc8 LT à l'intérieur	sc9 Humide	sc10 Climat méditer.	sc11 sc du pire
hepténal	Emission max (95 percentile)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36
hepténal	Emission moyenne	0,72	0,27	0,67	1,22	0,52	7,81	3,91	1,35	5,59	11,72	4,69	40,24
hepténal	Emission min	0,71	0,00	0,00	1,20	0,51	7,68	3,84	1,32	5,50	11,52	4,61	39,58
hepténal	Emission 2 mois séchage	0,73	1,22	3,06	1,25	0,53	7,99	3,99	1,38	5,72	11,98	4,79	41,16
hepténal	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36
hepténal	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36

On observe un moins grande variabilité des émissions que pour l'α-pinène, mais il s'agit principalement d'un biais de calcul dû aux données d'émissions à long terme limitées et le fait que les émissions long terme dominent le profil d'émission.

Plus significatif est le fait que les émissions prévues par le scénario réglementaire belge sont systématiquement inférieures aux émissions réelles, à part pour le scénario « standard passif ». On remarque aussi que le scénario réglementaire allemand (AgBB) sous-estime les émissions pour les scénarios 5 (maison très isolée mal ventilée), sc6 (maison isolée mal ventilée), sc8 (long temps passé à l'intérieur), quand on mesure une émission maximale à 28 jours. Le scénario ne prévoit pas non plus les immissions de façon protectrice pour un matériau à plus faible émission à 28 jours (voir lignes émissions moyennes et minimales). Dans ce cas, les immissions sont quasi sous-estimées pour tous les scénarios.

### III.5. Caractérisation du risque

Nous avons vu plus haut que pour caractériser le risque, on compare une valeur seuil d'immission chronique (celles-ci sont reprises dans le tableau 22 de la section III.3) à cette immission chronique. Le ratio de ces 2 valeurs est appelé le Ratio de Caractérisation du Risque (RCR). Il indique un risque si ce **ratio est supérieur à 1 (cellules en rouge)**. Dans le tableau ci-dessous nous avons aussi indiqué tous les **RCR supérieurs à 50% par un code couleur orange** (en effet, vu les incertitudes et les potentielles expositions combinées à des substances ayant des modes d'actions similaires aux substances étudiées, on ne peut, dans ce cas, exclure totalement un risque) et les **RCR inférieurs à 50 par un code couleur vert**. Le tableau 25, ci-dessous, envisage les RCR pour une émission moyenne.

Tableau 25 : RCR pin massif : émissions moyenne

Substance	CAS#	Sc1 :scénario réglementaire BE	Sc2 :scénario réglementaire AgBB	Sc3 :scénario Usetox	Sc4 :scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b :scénario T° méditerranéenne	Sc11 scénario du pire
Ratio exposition avec sc6		variable 0,07 à 10	variable 0,17 à 25	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
Hydrocarbures aromatiques													
o-cumène	527-84-4	1,52%	3,80%	0,80%	0,34%	5,15%	2,57%	0,89%	3,68%	7,72%	1,93%	3,09%	26,51%
Terpènes													
α-Pinène	80-56-8	216,27%	540,67%	6,65%	2,84%	42,55%	21,27%	7,34%	30,44%	63,82%	15,96%	25,53%	219,20%
3-Carène	13466-78-9	55,57%	138,92%	1,73%	0,74%	11,06%	5,53%	1,91%	7,91%	16,59%	4,15%	6,64%	56,97%
Aldéhydes													
Formaldéhyde	50-00-0	1,92%	4,80%	2,91%	1,24%	18,62%	9,31%	3,21%	13,32%	27,93%	6,98%	11,17%	95,94%
Furfural	98-01-1	4,00%	10,00%	2,12%	0,90%	13,57%	6,79%	2,35%	9,71%	20,36%	5,09%	8,14%	69,92%
Pentanal	110-62-3	0,20%	0,35%	0,66%	0,28%	4,25%	2,12%	0,75%	3,04%	6,37%	1,59%	2,55%	21,88%
Hexanal	66-25-1	2,91%	7,28%	7,94%	3,39%	50,81%	25,40%	8,94%	36,35%	76,21%	19,05%	30,48%	261,74%
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	3,81%	9,52%	17,44%	7,44%	111,59%	55,80%	19,29%	79,84%	167,39%	41,85%	66,95%	574,88%
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	30,48%	76,19%	16,89%	7,21%	108,11%	54,05%	18,57%	77,35%	162,16%	40,54%	64,86%	556,94%
2-undécenal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	7,62%	19,05%	4,04%	1,72%	25,85%	12,93%	4,43%	18,50%	38,78%	9,69%	15,51%	133,18%

On observe tout d'abord que le scénario réglementaire allemand excluait les matériaux en pin avec une émission moyenne à cause des émissions de terpènes trop élevées à 28 jours. La réglementation belge conclurait à un risque inacceptable à cause des émissions de pinène mais pas de 3-carène. Cette différence est expliquée par le fait que le scénario réglementaire allemand impose une limite d'émission pour tous les matériaux alors que l'arrêté royal belge ne limite les émissions que des sols.

On remarque néanmoins qu'aucune de ces réglementations ne conclut à un risque pour des aldéhydes tels l'hepténal ou le nonénal alors qu'on voit un risque d'effet pour les scénarios les plus sévères (sc. 5 maison fortement isolée mal ventilée, sc. 9 « forte humidité, sc. 11 scénario du pire) et un risque contrôlé mais, où l'on ne peut exclure des effets en cas d'exposition combinée ou d'incertitude sur les paramètres, pour une maison isolée mal ventilée (sc. 8) ou pour les personnes qui passent plus de temps à l'intérieur que la population générale (enfants, personnes âgées).

Le scénario du pire (sc. 11) prévoit un risque non contrôlé pour encore plus de substances.

Le scénario Usetox n'est pas significativement différent du scénario « maison anciennes » (attention aux hypothèses du modèle et à l'unité fonctionnelle. Cf infra en section V.5).

Les résultats ne changent pas significativement lorsque les produits de pin émettent à leur maximum (tableau 26). On voit que le risque devient inacceptable en cas de forte humidité à cause des émissions de pinène. Les réglementations belge et allemande excluent le matériau de la vente. A noter que l'AgBB prédit un risque inacceptable pour le nonénal.

Tableau 26 : RCR pin massif "émissions maximum"

Substance	CAS#	Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "anciennement"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
Ratio exposition avec sc6		variable 0,11 à 13,08	variable 0,28 à 32,69	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>													
o-cumène	527-84-4	1,52%	3,80%	0,80%	0,34%	5,15%	2,57%	0,89%	3,68%	7,72%	1,93%	3,09%	26,51%
<b>Terpènes</b>													
α-Pinène	80-56-8	510,09%	1215,12%	12,77%	5,45%	81,73%	40,87%	14,09%	58,48%	122,60%	30,65%	49,04%	421,07%
3-Carène	13466-78-9	112,96%	282,39%	2,70%	1,15%	17,27%	8,64%	2,98%	12,36%	25,91%	6,48%	10,36%	88,99%
<b>Aldéhydes</b>													
Formaldéhyde	50-00-0	4,83%	12,07%	3,07%	1,31%	19,63%	9,82%	3,39%	14,05%	29,45%	7,36%	11,78%	101,14%
Furfural	98-01-1	4,00%	10,00%	2,12%	0,90%	13,57%	6,79%	2,35%	9,71%	20,36%	5,09%	8,14%	69,92%
Pentanal	110-62-3	0,48%	1,19%	0,68%	0,29%	4,33%	2,16%	0,75%	3,10%	6,49%	1,62%	2,60%	22,30%
Hexanal	66-25-1	2,91%	7,28%	8,10%	3,46%	51,83%	25,92%	0,15%	37,09%	77,75%	19,44%	31,10%	267,03%
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	14,37%	35,92%	17,92%	7,65%	114,68%	57,34%	19,71%	82,06%	172,02%	43,01%	68,81%	590,81%
Nonéal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	41,04%	102,59%	21,76%	9,28%	139,24%	69,62%	24,00%	99,63%	208,86%	52,21%	83,54%	717,31%
2-undécenal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	18,18%	45,45%	9,58%	4,09%	61,30%	30,65%	10,57%	43,86%	91,94%	22,99%	36,78%	315,78%

### III.6. Analyse d'impact selon la méthode Usetox

#### III.6.1. Remarque préliminaire

Pour commencer, remarquons que la méthode Usetox 2.0 incluant l'air intérieur a été intégrée dans le logiciel d'analyse du cycle de vie Simapro<sup>36</sup>. Nous avons pu vérifier que les résultats de nos calculs dans le scénario 3 « Usetox » correspondent à ceux calculés dans le modèle pour autant que l'on fasse bien attention aux paramètres de Usetox quand on définit l'unité fonctionnelle. Nous avons décidé qu'une pièce meublée était représentative d'une habitation. Usetox, quant à lui, définit des surfaces moyennes d'habitation selon les régions. Pour obtenir la même charge de matériaux que dans nos autres scénarios, il convient donc de définir comme unité fonctionnelle une surface de bois égale à : surface Maison x Charge de Matériau (et donc pour le scénario Usetox et la charge de matériau que nous avons sélectionnée) = 209m<sup>3</sup>x1,875m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>= 391,88m<sup>2</sup>.

Ce n'est pas que les paramètres de Usetox soient erronés, mais il faut se demander ce que l'on décide de comparer. On remarquera néanmoins que l'hypothèse de Usetox a pour conséquence, si on définit un seul produit de construction comme unité fonctionnelle, à réduire les impacts sanitaires considérés à cause de la dilution inhérente aux hypothèses du scénario<sup>37</sup>.

Simapro ne permettant pas de varier les paramètres comme nous le faisons dans notre étude de cas, nous avons calculé les impacts sur base des paramètres du modèle Usetox 2.0 directement. On remarquera en outre que tous nos calculs d'émission ayant été fait pour une durée de vie de 75 ans, nous avons aussi ajusté les impacts Usetox en considérant une durée de vie de 75 ans plutôt que 70 ans comme dans le scénario Usetox<sup>38</sup>.

#### III.6.2. Disponibilité de facteurs d'effets pour les substances émises par le bois de pin

Seuls des facteurs d'effets air intérieur pour le formaldéhyde et le furfural étaient disponibles. Pour 4 autres substances (α-pinène, 3-carène, pentanal et hexanal), il existait des données pour les effets écotoxicologiques mais pas pour la toxicité par inhalation. Enfin, pour l'o-cumène, l'heptenal, le nonéal et l'undécenal, aucun facteur d'effet n'était disponibles. Nous avons donc appliqué la méthodologie décrite dans le manuel Usetox p. 19-20 pour les dériver. Les facteurs d'effet peuvent

<sup>36</sup> Seulement le scénario air intérieur pour particulier, l'exposition via l'air intérieur des travailleurs est ignorée, ce qui n'était pas gênant pour notre étude vu que nous nous concentrons sur la phase d'utilisation.

<sup>37</sup> Pour une description des paramètres de Usetox 2.0 par région, cf. Rosenbaum et al. 2015, table 1, p. 12826.

<sup>38</sup> Usetox manual p. 18

être trouvés dans la page suivante dans le tableau 27. En annexe 7, vous trouverez les hypothèses détaillées utilisées pour dériver ces facteurs d'effet quand ils n'étaient pas disponibles, mais qu'un NOAEL pour effets chroniques existait. Veuillez noter que nous n'avons pas utilisé le facteur de conversion de un cas de maladie (CTUh) à DALY 11,5 pour le cancer dans le cas de l'hepténal, du nonénal et du 2-undécénal ; vu que bien que l'analyse QSAR (Quantitative Structure Activity relationship) indique qu'ils sont potentiellement cancérigènes, cette propriété n'est pas confirmée par des tests ou des données épidémiologiques. Nous avons donc appliqué le facteur de conversion d'un CTUh non cancer à 2,7 DALY.

Remarquez aussi que les facteurs d'effet du furfural et du formaldéhyde ont été adaptés pour prendre en compte que la durée de vie estimée des occupants pour notre modèle est de 75 ans plutôt que de 70 ans (en ligne avec l'unité fonctionnelle).

**Tableau 27 : Pin massif : toxicité chronique substances émises : Facteurs d'effet selon la méthodologie Usetox**

Substance	CAS#	Facteur d'effet Usetox cancer : nombre de cas par kg inhalé (CTUh)	DALY cancer/kg inhalé	Facteur d'effet Usetox non cancer : nombre de cas par kg inhalé (CTUh)	DALY non cancer/kg inhalé	Note
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>						
o-cumène	527-84-4	0		0	pas disponible	
<b>Terpènes</b>						
α-Pinène	80-56-8	0	0	1,56E-02	4,21E-02	Dérivé
3-Carène	13466-78-9	0	0	1,54E-02	4,17E-02	Dérivé
<b>Aldéhydes</b>						
Formaldéhyde	50-00-0	9,91E-01	1,14E+01	7,91E-03	2,13E-02	Dispo dan Usetox
Furfural	98-01-1	0	0	1,20E-01	1,12E+01	Dispo dans Usetox
Pentanal	110-62-3	0	0	2,15E-02	5,82E-02	Dérivé
Hexanal	66-25-1	0	0	1,73E-02	4,68E-02	Dérivé
Hepténal ( sur base de l'ED 50 ingestion mentionné dans Usetox)	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	0	0	9,29E+00	2,51E+01	Dérivé
Hepténal (dérivation à partir du NOAEL)	idem	0	0	1,94E+00	5,25E+00	Dérivé
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	0	0	7,43E+00	2,01E+01	Dérivé
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	0	0	6,19E+00	1,67E+01	Dérivé

### III.6.3. Caractérisation des impacts du pin massif

Dans l'approche probabiliste de Usetox, on détermine les impacts potentiels en calculant la quantité de matériau inhalée tout au cours de la vie (soit 13 m<sup>3</sup> par jour, 365 jours par an pendant 75 ans) par la population moyenne exposée (soit 2,4 personnes pour le scénario UE 27)<sup>39</sup>.

Dans le cas d'émissions moyennes depuis le bois de pin, Usetox définit des impacts pour les différentes substances émises (tableau 28 ci-dessous)). **En orange, les substances qui entraînent la perte d'un mois de vie en bonne santé (DALY) et en rouge celles qui entraînent dans un scénario d'exposition donné la perte de plus de 6 mois de vie en bonne santé.**

On remarquera que le scénario AgBB prédit quasi la perte d'un mois de vie en bonne santé pour les émissions de pinène.

<sup>39</sup> Rosenbaum et al 2015, table 1, p. 12826.

Tableau 28 : Caractérisation des impacts moyens du pin massif : émissions moyennes (en DALY)

Substance	CAS#	Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "ancienne"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
Ratio exposition avec sc6		variable 0,07 à 10	variable 0,17 à 25	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
Hydrocarbures aromatiques													
o-cumène	527-84-4	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo
Terpènes													
α-Pinène	80-56-8	0,08	0,19	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,08
3-Carène	13466-78-9	0,02	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02
Aldéhydes													
Formaldéhyde	50-00-0	0,02	0,05	0,03	0,01	0,18	0,09	0,03	0,13	0,27	0,07	0,11	0,94
Furfural	98-01-1	0,01	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
Pentanal	110-62-3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Hexanal	66-25-1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,09
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	0,01	0,01	0,03	0,01	0,17	0,08	0,03	0,12	0,25	0,06	0,10	0,86
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	0,04	0,09	0,02	0,01	0,13	0,06	0,02	0,09	0,19	0,05	0,08	0,67
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	0,01	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
<b>Total</b>		<b>0,17</b>	<b>0,44</b>	<b>0,09</b>	<b>0,04</b>	<b>0,57</b>	<b>0,28</b>	<b>0,10</b>	<b>0,41</b>	<b>0,85</b>	<b>0,21</b>	<b>0,34</b>	<b>2,94</b>

A la différence d'une caractérisation du risque, le modèle indique aussi la perte d'année de vie en bonne santé (DALY) dues à l'exposition aux immissions cumulées des substances émises par le bois de pin. Dans le cas d'émissions moyennes, on remarque que la pose de produits en pin avec une surcharge de matériau (notre hypothèse de départ) entraîne la perte d'au moins un mois de vie en bonne santé dans tous les scénarios à part les maisons au standard passif avec ventilation forcée et de plus de 6 mois de vie en bonne santé en cas de maison très isolée et mal ventilée (sc. 7), de maison à l'atmosphère humide (sc9) et bien sûr aussi dans le scénario du pire.

Les effets se renforcent en cas d'émissions maximales (tableau 29). Le scénario AgBB prédit plus d'un mois de vie perdue pour l'α-pinène et le 3-carène. Le scénario AR belge prédit des impacts de 60% inférieurs mais néanmoins non négligeables. Les scénarios réglementaires peinent toujours à apprécier l'impact des produits d'oxydation (aldéhydes).

Tableau 29 : Impact pin massif (émissions maximales) en DALY

Substance	CAS#	Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "ancienne"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
Ratio exposition avec sc6		variable 0,11 à 13,08	variable 0,28 à 32,69	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
Hydrocarbures aromatiques													
o-cumène	527-84-4	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible	Pas disponible
Terpènes													
α-Pinène	80-56-8	0,18	0,46	0,00	0,00	0,03	0,01	0,01	0,02	0,04	0,01	0,02	0,15
3-Carène	13466-78-9	0,04	0,10	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03
Aldéhydes													
Formaldéhyde	50-00-0	0,05	0,12	0,03	0,01	0,19	0,10	0,03	0,14	0,29	0,07	0,11	0,99
Furfural	98-01-1	0,01	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
Pentanal	110-62-3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Hexanal	66-25-1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,10
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	0,02	0,05	0,03	0,01	0,17	0,09	0,03	0,12	0,26	0,06	0,10	0,89
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	0,05	0,12	0,03	0,01	0,17	0,08	0,03	0,12	0,25	0,06	0,10	0,86
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	0,02	0,05	0,01	0,00	0,06	0,03	0,01	0,04	0,09	0,02	0,04	0,32
<b>Total</b>		<b>0,37</b>	<b>0,92</b>	<b>0,11</b>	<b>0,04</b>	<b>0,67</b>	<b>0,34</b>	<b>0,11</b>	<b>0,48</b>	<b>1,01</b>	<b>0,25</b>	<b>0,40</b>	<b>3,47</b>

Quid des impacts de matériaux conformes aux conditions de mise sur le marché belge et allemand ?

Tableau 30 : Impact matériaux en pin conformes à l'AR belge (en DALY)

Substance	CAS#	Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "ancienne"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
Ratio exposition avec sc6		variable 0,11 à 11,8	variable 0,5 à 16,3	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
Hydrocarbures aromatiques													
o-cumène	527-84-4	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo	Pas dispo
Terpènes													
α-Pinène	80-56-8	0,04	0,09	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
3-Carène	13466-78-9	0,04	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03
Aldéhydes													
Formaldéhyde	50-00-0	0,05	0,12	0,03	0,01	0,19	0,10	0,03	0,14	0,29	0,07	0,11	0,99
Furfural	98-01-1	0,01	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
Pentanal	110-62-3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Hexanal	66-25-1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,10
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	0,02	0,05	0,03	0,01	0,17	0,09	0,03	0,12	0,26	0,06	0,10	0,89
Nonenal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	0,05	0,12	0,03	0,01	0,17	0,08	0,03	0,12	0,25	0,06	0,10	0,86
2-undécenal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	0,02	0,05	0,01	0,00	0,06	0,03	0,01	0,04	0,09	0,02	0,04	0,32
<b>Total</b>		<b>0,22</b>	<b>0,50</b>	<b>0,10</b>	<b>0,04</b>	<b>0,67</b>	<b>0,33</b>	<b>0,11</b>	<b>0,48</b>	<b>1,01</b>	<b>0,25</b>	<b>0,40</b>	<b>3,45</b>

On remarque que les impacts avec des matériaux conformes à l'arrêté royal belge (tableau 30) sont quasiment identiques à ceux des matériaux avec les plus fortes émissions. On rappelle que seuls les sols sont réglementés. Il n'y a pas de limite pour les autres surfaces.

Tableau 31 : Impact pin massif conforme AgBB (en DALY)

Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "ancienne"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10a : scénario T° 19°C	Sc10b : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
variable 0,11 à 7,8	variable 0,28 à 19,5	0,31	0,13	2	1	0,34	1,43	3	0,75	1,3	11,16
pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo	pas dispo
0,01	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,04
0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02
0,05	0,12	0,03	0,01	0,19	0,10	0,03	0,14	0,29	0,07	0,11	0,99
0,01	0,02	0,00	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,04	0,01	0,02	0,13
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,10
0,02	0,05	0,03	0,01	0,17	0,09	0,03	0,12	0,26	0,06	0,10	0,89
0,05	0,12	0,03	0,01	0,17	0,08	0,03	0,12	0,25	0,06	0,10	0,86
0,02	0,05	0,01	0,00	0,06	0,03	0,01	0,04	0,09	0,02	0,04	0,32
<b>0,17</b>	<b>0,43</b>	<b>0,10</b>	<b>0,04</b>	<b>0,65</b>	<b>0,32</b>	<b>0,11</b>	<b>0,46</b>	<b>0,97</b>	<b>0,24</b>	<b>0,39</b>	<b>3,35</b>

Guère plus de différence pour les matériaux conformes AgBB (tableau 31). Les impacts principaux sont en effet causés par les aldéhydes formés après le test à 28 jours.

### III.7. Valeur monétaire des impacts

Le tableau 32 ci-dessous convertit les impacts calculés ci-dessus en valeur monétaire ( 1 DALY égale 40.000 €).

Tableau 32 : valeur monétaire des impacts du pin massif (en €)

Emission	Sc1 : scénario réglementaire BE	Sc2 : scénario réglementaire AgBB	Sc3 : scénario Usetox	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 : rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 : maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 : maison standard "ancienne"	Sc8 : scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 : humidité forte	Sc10 : scénario T° méditerranéenne	Sc11 : scénario du pire
Moyenne	6.997	17.490	3.546	1.513	22.695	11.348	4.001	16.239	34.043	13.617	116.921
Maximum (95ème percentile)	14.738	36.846	4.211	1.797	26.950	13.475	4.519	19.283	40.425	16.170	138.837
Conforme AR BE	8.659	20.067	4.184	1.785	26.779	13.390	4.490	19.161	40.325	16.068	137.960
Conforme AgBB	6.943	17.357	4.062	1.733	25.995	12.998	4.354	18.600	38.993	15.597	133.919

## IV. Discussion

### IV. 1. COVs provenant des produits de construction dans l'air intérieur, occurrence et toxicité : l'exemple des produits à base de pin

Bien que la qualité de l'air intérieur soit influencée dans une large mesure par celle de l'air ambiant et que, donc, les politiques publiques qui se sont concentrées d'abord sur la qualité de l'air ambiant sont et restent primordiales, certaines sources de pollution intérieures sont significatives. A côté des PM<sub>2,5</sub> émises à l'intérieur, du radon et des moisissures, certains COVs émis par les produits de construction et d'ameublement peuvent avoir un impact sanitaire significatif suite à l'accumulation de ces polluants.

Plus particulièrement les produits en bois peuvent être une source majeure d'émission de COVs. On retrouve, bien sûr, le formaldéhyde composant des colles de la plupart des panneaux de bois agglomérés ou laminés collés. Néanmoins on remarque aussi des émissions importantes de terpènes à partir des produits à base de pin et, d'autant plus, pour ceux à base de pin massif (eux aussi abondants parce que moins chers) et, sur le long terme, de leurs produits d'oxydation que sont toute une série d'aldéhydes, certains comme le formaldéhyde, le furfural, l'hepténal, le nonénal ou l'undécénal pouvant être particulièrement toxiques à faibles doses.

La présence de terpènes dans l'air intérieur est associée dans la littérature à des affections respiratoires, des pertes de souffle, voire de l'asthme (Norback et al. 1995, Villanueva et al. 2015, Sarigiannis et al. 2011, Budavari 1989, Krol et al. 2014, Marc et al 2014 ). Quand on regarde plus en détail les effets toxicologiques de ceux-ci, à part le fait qu'ils soient irritants (cf. section III.3.1 supra), on ne trouve d'effets par inhalation que pour des doses relativement élevées bien au-delà des expositions rencontrées dans le bâtiment. Certains (Wolkoff et al. 2017) vont même jusqu'à invoquer un effet Nocebo : les symptômes respiratoires ou réactions « asthmatiques » seraient provoquées par le fait que le seuil de détection olfactif étant bas, les personnes plus sensibles associeraient la détection d'odeur à un danger. On remarquera que cet argument est repris aussi pour des substances plus toxiques tel le formaldéhyde.

Une explication à cette apparente contraction entre observation des immissions et effet serait que les effets associés aux monoterpènes ne seraient pas dû aux substances elles-mêmes, mais bien à leur produits d'oxydation et de réaction, en majorité des aldéhydes comme ceux cités plus haut ((Rohr et al. 2002, Wolkoff et al. 2013, Rofael et al. 2015, Nicolas et al. 2007, Wolkoff et al. 2017). A noter que le formaldéhyde est suspecté d'avoir un effet adjuvant, renforçant l'action des allergènes (Wu et al. 2013).

Les effets de types sensibilisation respiratoire et asthme sont donc, pour l'instant, largement ignorés dans une évaluation quantitative en l'absence de suffisamment d'informations sur les modes d'actions et d'éventuels niveaux seuils (Kephalopoulos et al. 2013).

D'autres effets chroniques peuvent être néanmoins évalués et quantifiés (cancérogénicité, hyperplasies, inflammation) et la dérivation de niveaux seuils est possible. Notre étude de cas montre l'importance de ne pas considérer une substance seule mais aussi ses produits de

dégradation ou d'oxydation. Dans notre cas, ils contribuent de manière significative au risque associé à l'utilisation du produit.

## IV.2. Facteurs influençant l'immission et contrôle du risque sanitaire

### IV.2.1. Ventilation

Le second facteur qui influence le plus l'immission est la ventilation. Une maison suivant le standard passif avec une ventilation mécanique a une immission quinze fois inférieure à celle d'une maison très isolée et mal ventilée. Avec un taux de renouvellement d'air de 1,5 par heure, les teneurs en COVs sont très basses et tout risque lié à ces COVs écarté. Attirons néanmoins l'attention sur le fait que le « tout à la ventilation » n'est pas nécessairement désirable du point de vue sanitaire. En effet, dans ces conditions, si les effets des émissions des produits à l'intérieur sont minimisés, l'occupant du bâtiment se trouve alors exposé aux polluants de l'air ambiant (particules fines, autres COVs, pollens). Pour limiter ces effets, le projet Healvent (Hänninen et al. 2013) préconise, en l'absence de filtre, de limiter la ventilation à 4,4 litre/s par personne (moyenne EU) et 4,6 litres/s par personne pour la Belgique. Si on part des données dans Usetox de 209 m<sup>3</sup> par logement et 2,4 personnes par logement (Rosenbaum et al 2015), on obtient le taux de renouvellement d'air horaire avec la formule suivante :

Équation 10 : Conversion d'une valeur en l/pers.s en taux de renouvellement d'air horaire

$$\text{Taux Renouvellement d'air/h} = \frac{\text{Ventilation optimale(litre/s.pers.)} \times 3600 \text{ s} \times \text{pers/logement (2,4)}}{\text{Volume moyen par logement EU 27 (209 m}^3\text{)}}$$

Et donc, la ventilation optimum d'un point de vue sanitaire en l'absence de filtre serait de 0,2, soit pas plus que dans notre scénario 6, « maison isolée, mal aérée ».

Quand des filtres sont installés, ce qui suppose une ventilation mécanique, les ventilations optimums seraient de 7,7 litres par personne/s pour la moyenne EU mais seulement de 5,9 litres/s par personne pour la Belgique, soit respectivement des taux de renouvellement d'air de 0,25 et 0,32<sup>40</sup>.

On remarquera, en outre, que l'utilisation de filtres n'est pas exempte de risques sanitaires, les utilisateurs peu habitués ayant tendance à ne pas les changer assez souvent ou lorsque le système est défectueux à carrément les enlever. De plus, les systèmes de ventilation mécanique peuvent s'avérer onéreux.

Avec des taux de renouvellement d'air optimum aussi bas, le contrôle à la source des COVs reprend de son importance.

<sup>40</sup> Il peut sembler contre-intuitif que le scénario précédent « dilution » préconise une ventilation plus forte que la moyenne européenne pour la Belgique et que cette recommandation soit inversée dans le cas du scénario « ventilation avec filtre », mais ceci s'explique par le fait que dans certains pays comme le Luxembourg, la Suède ou le Danemark, d'une part l'air ambiant soit de bonne qualité et d'autre part la fraction des émissions ayant pour origine l'air intérieur (humidité et moisissures, COVs, CO, tabac) combinée avec la présence de bioaérosols soit proportionnellement importante. Pour ces pays la possibilité d'augmenter d'une part l'évacuation des composés ayant pour origine l'air intérieur et d'empêcher l'entrée de bioaérosols grâce aux filtres mène à des taux de ventilation élevés (par exemple 10 l/s pour le Luxembourg). En Belgique où la qualité de l'air ambiant est moins bonne et la contribution des bioaérosols au poids de maladies (BOD) moins importante, une ventilation plus basse avec filtre est optimale (cf. Hänninen et al 2013).

#### ***IV.2.2. Charge de matériau***

Bien sûr, une stratégie de bon sens consiste à varier les matériaux pour diminuer l'exposition à une substance particulière. Dans notre scénario standard « maison isolée peu ventilée », on remarque que cette stratégie aurait suffi pour réduire les RCR des substances émises (émission moyenne ou maximum) en dessous de 0,5.

#### ***V.2.3. Influence et limitation des émissions des produits***

La première constatation est la grande variabilité des émissions pour un produit naturel comme le pin dans des conditions de test égales (de 1 à 8). Cela signifie que, selon la provenance du bois, on peut avoir des expositions modérées ou très fortes. Cela implique donc que des mesures imposant un temps minimum de séchage seront inefficaces, comme démontré dans notre tableau 23, pour les émissions de pinène. En effet de cette mesure aurait permis la mise sur le marché de produits avec une émission supérieure à la moyenne, même si, bien sûr, les émissions extrêmes étaient évitées.

Le fait d'imposer une émission maximum à 28 jours d'installation permet de normaliser les émissions. Si un matériau a tendance à émettre plus, en général parce qu'il contenait plus de la substance qu'une autre essence, alors il conviendra soit de le laisser sécher plus longtemps à l'air pour obtenir une émission acceptable après 28 jours d'installation ou d'accélérer le séchage dans un four.

Il semble que les réglementations belge et allemande vont dans le bon sens en limitant les émissions sur base d'un scénario d'exposition standard (émissions à 28 jours comme proxy d'émission à long terme, conditions d'exposition correspondant à une maison ancienne moyenne, soit la plus grande partie du parc installé, cf. scénarios 1, 2 et 7 ci-dessus). Elles évitent la mise sur le marché de produits avec des émissions de substances critiques pour autant que les émissions n'augmentent pas après 28 jours (dans notre étude de cas : o-cumène, terpènes). Une grande partie des émissions problématiques est donc évitée. Elles détecteront aussi les effets éventuels nocifs d'une méthode de prétraitement. Par exemple, le séchage thermique des bois accélère l'oxydation des terpènes et peut conduire à la formation de furfural (Hytinen et al. 2010).

Ces réglementations échouent par contre à contrôler les risques liés aux produits de dégradation ou d'oxydation (dans notre étude de cas les aldéhydes).

#### ***IV.2.4. Contrôle de l'humidité***

Dans ses calculs, le projet Healthvent (Hänninen et al. 2013) n'a pas tenu compte de l'humidité. Celle-ci est à proscrire pour éviter la prolifération de moisissures, mais aussi parce qu'elle contribue à augmenter fortement les émissions de COVs. Nous avons vu dans notre étude de cas que des risques pour la santé étaient probables en cas de forte humidité du fait des COVs. Une combinaison des stratégies ci-dessus ventilation (voire donc plus que les taux de renouvellement d'air optimum préconisés par Healthvent), contrôle des émissions et diminution de la charge de matériau est donc désirable pour contrarier les effets de l'humidité.

#### ***IV.2.5. Influence de la température***

On l'a vu, l'influence de la température est moins significative que celui de l'humidité car il s'agit d'un phénomène avant tout saisonnier (mois d'été). On ne peut exclure non plus que la ventilation naturelle augmente pendant les mois d'été parce qu'on ouvre plus les fenêtres (variation que nous n'avons pas étudiée). L'influence de la température est néanmoins non négligeable et une

ventilation minimum forcée dans les maisons isolées à fortement isolées serait à recommander dans notre cas de figure pour des logements en bois de pin ou fortement chargés en pin massif.

En outre, le fait de maintenir la température à 19°C comme recommandé pour économiser l'énergie sans perte de confort contribuerait à aussi à réduire dans une certaine mesure les émissions.

### **IV. 3. Etude d'impact avec Usetox 2.0 : apports, perspectives et contraintes**

#### ***IV.3.1. Quelques remarques sur le modèle et ses contraintes d'utilisation***

##### **Facteurs d'effets**

Pour notre étude de cas, seuls les facteurs d'effet pour 2 substances sur 10 étaient disponibles pour les effets par inhalation pour la santé humaine. Le modèle semble bien plus développé pour l'environnement où ils étaient disponibles pour 4 substances supplémentaires. Il n'a cependant pas été difficile de dériver des facteurs d'effet pour 7 substances supplémentaires, ne laissant qu'une substance dont les effets n'ont pu être caractérisés (o-cumène), substance dont nous savons par ailleurs qu'elle est peu nocive. La dérivation des facteurs d'effet demande quelques recherches et une compréhension de concepts de base en toxicologie, ce qui peut rebuter l'utilisateur standard, mais n'est pas hors de portée pour autant qu'on y passe le temps. Paradoxalement, la dérivation de facteurs d'effet peut s'avérer plus difficile pour les substances cancérigènes, car il faut disposer de suffisamment de données dose-réponse pour dériver un facteur de pente  $q^*$  selon la méthodologie de caractérisation de l'Agence US de Protection de l'environnement (US EPA 2005) retenue par Usetox<sup>41</sup>.

Il est possible de modifier les tables de facteurs d'effets dans Usetox et d'ajouter de nouvelles substances.

L'approche Usetox pour définir des facteurs d'effet par kg de substance inhalée est intéressante car elle permet de déterminer la probabilité d'occurrence d'un effet par unité de masse de substance inhalée. Cela signifie, donc, contrairement à l'approche de caractérisation du risque à l'aide d'un RCR, qu'il donne une réponse non binaire (sûr/dangereux) et permet d'additionner les effets de différentes substances (cf. infra).

##### **Scénario d'exposition**

Le modèle Usetox utilise un scénario d'exposition classique intégrant les paramètres principaux permettant de déterminer une exposition à partir d'une émission, à savoir un taux de renouvellement d'air, un taux d'occupation du logement et un volume moyen d'air par habitation. Comme nous avons attiré l'attention plus haut, cela signifie que l'utilisateur doit être conscient de ce dernier paramètre s'il veut évaluer l'effet d'une charge de matériau donné dans un logement. S'il définit son unité fonctionnelle comme un meuble ou même le sol d'une seule pièce, l'évaluation d'exposition sera toujours réduite vu que le volume de référence est le logement entier et pas une pièce. L'approche n'est pas erronée, mais il faut comprendre de quoi on mesure les impacts (par exemple un meuble ou un sol en faisant abstraction des émissions potentielles d'autres produits de construction ou d'ameublement installés dans d'autres pièces mais du même matériau).

---

<sup>41</sup> Cf. Manuel Usetox p. 18 à 20, NIH Us National Library of Medicine, Toxtutor, US EPA (2005) et website IRIS.

En outre, le scénario Usetox suppose qu'une personne inhale 13 m<sup>3</sup> par jour. Cette hypothèse est légèrement différente de celle utilisée pour dériver un DNEL (20m<sup>3</sup> inhalé par jour pour la population générale). Au contraire de l'évaluation de risque sur base d'une valeur seuil, la quantité d'air inhalée n'est pas intégrée dans la partie du modèle évaluant la toxicité mais bien dans le module exposition.

Usetox 2.0 étant un modèle « probabiliste », il ne s'intéresse pas aux effets sur une personne isolée mais sur une population. Ainsi en prenant en compte dans la dérivation du facteur de caractérisation qu'il y a 2,4 habitants par logement, Usetox ne s'intéresse pas de savoir si telle ou telle personne sera affectée mais qu'elle est la probabilité qu'une personne soit affectée.

Pour poursuivre, Usetox 2.0 intègre aussi la possibilité qu'une substance se dégrade ou s'adsorbe sur une surface, ce qui diminue sa disponibilité. D'après Rosenbaum et al. (2015), ce facteur n'a qu'une influence limitée sur l'exposition dans l'air intérieur. Par contre, cette approche est, bien sûr, très importante pour étudier les impacts des polluants dans l'air ambiant.

### V.3.2. Usetox 2.0 dans Simapro

Le logiciel d'analyse du cycle de vie Simapro a intégré le scénario air intérieur de Usetox 2.0 pour la phase d'utilisation d'un produit. Il exclut le scénario « exposition professionnelle ».

Dans Simapro, il est possible d'ajouter de nouvelles substances et leurs facteurs d'effet et de caractérisation.

On remarquera que Usetox n'intègre qu'un nombre limité de scénarios standards variant par région (OCDE, UE 27, Amérique du nord, non OCDE haut taux de renouvellement d'air, non-OCDE taux de renouvellement d'air bas). Entre ces régions, certains paramètres varient : volume d'air du logement (fonction de la surface habitable), nombre de personnes par logement, taux de renouvellement d'air. Par contre, le modèle ne permet pas de varier le taux de renouvellement d'air dans une même région (pour tenir compte du système de ventilation), le temps passé dans le logement ou d'incorporer les effets de l'humidité ou de la température, comme nous l'avons fait plus haut. Il faudrait alors recalculer les facteurs de caractérisation Usetox intégrant l'influence de ces paramètres. On pourrait imaginer de créer une copie de Usetox en variant les facteurs de caractérisation d'une substance pour prendre ces effets en compte.

### IV.3.3. Correspondance entre l'évaluation de risque via le RCR et l'évaluation d'impact

#### RCR et impact sanitaire par substance

Dans le tableau 33 ci-dessous, nous reprenons quelques substances dont nous avons caractérisé les risques (tableau 25 supra) et les impacts sanitaires avec la méthode Usetox (tableau 26 supra) pour une émission moyenne et comparons ces RCR et impacts sanitaires.

Tableau 33 : Comparaison RCR et Impacts (DALY) dérivés par Usetox 2.0

Substance	CAS#		Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerranéenne	Sc11 scénario du pire
α-Pinène	80-56-8	RCR	81,73%	40,87%	14,09%	58,48%	122,60%	49,04%	421,07%
α-Pinène	80-56-8	DALY	0,025	0,013	0,004	0,018	0,038	0,015	0,130
Formaldehyde	50-00-0	RCR	19,63%	9,82%	3,39%	14,05%	29,45%	11,78%	101,14%
Formaldehyde	50-00-0	DALY	0,191	0,096	0,033	0,137	0,287	0,115	0,986
Heptenal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	RCR	114,68%	57,34%	19,71%	82,06%	172,02%	68,81%	590,81%
Heptenal	55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	DALY	0,172	0,086	0,030	0,123	0,258	0,103	0,886

Pour une même substance, le ratio Impact (exprimé en DALY) divisé par RCR est constant. Cela permet de déterminer quel est le nombre de DALY qui correspondent à un RCR dépassant 1 qui indique une situation non sûre pour un individu exposé.

Le ratio pour l'α-pinène est de 0,038 DALY /122% et donc un RCR supérieur à un résulte en 0.03 DALY.

Le ratio pour l'hepténal est de 0.172 DALY /114% et donc un RCR supérieur à un résulte en 0.15 DALY. On observe donc une différence d'un facteur 5 pour les caractérisation d'impact des 2 substances.

Cette différence en matière d'impact peut être expliquée par la différence de dérivation des facteurs d'effet : pour l'α-pinène, nous avons approximé l'ED50 à partir du NOAEL en lui appliquant un facteur 9. Pour l'hepténal, l'ED50 était disponible dans Usetox. Si on part du NOAEL approprié pour l'hepténal et qu'on applique la méthode de dérivation préconisée par Usetox en l'absence d'ED50 pour l'hepténal, on obtiendrait un facteur d'effet 5 fois inférieur.

Dans Usetox, un cas de maladie « non cancer » est estimé coûter 2,7 DALY. Entre les 2,7 DALY et les 0,15 DALY occasionnés par l'hepténal quand on dépasse le RCR, il y a un facteur 18 et pour l'α-pinène un facteur 90.

Pour l'α-pinène, on estime que l'ED50 est 9 fois le NOAEL. Pour l'hepténal, il était égal à 1,8 fois le NOAEL.

Usetox estime, en outre, que 2,4 personnes sont exposées en moyenne dans une habitation, mais « l'ED50 » ne représente qu'une probabilité de 50% d'un effet. Reste donc un facteur 10 entre le nombre de cas de maladies prévu par Usetox et le cas de maladie prévu quand on dépasse le RCR. Cette différence peut être expliquée par le fait que Usetox ne considère pas un « facteur de protection » pour la différence intra-spécifique de 10 comme lors de la dérivation du RCR. On remarque, donc, que les 2 méthodes donnent des prévisions congruentes, selon qu'on se place du point de vue d'1 individu à protéger ou l'impact sur une population.

Pour le formaldéhyde, un cas de cancer prédit par le RCR engendre  $0,986/101\% = 0.97$  DALY alors que Usetox estime 11,7 DALY comme l'impact d'un cas de cancer. Ici la différence peut être expliquée par des modes de dérivation des seuils/ impacts différents.

Donc, l'approche « probabiliste » de Usetox et des différences de méthode peuvent amener à sous-estimer l'impact sur certaines catégories de personnes sensibles d'un ordre de grandeur. La variabilité des facteurs d'impact est, quant à elle aussi, d'un ordre de grandeur entre les ED 50 mesurés et les ED50 estimés, de nouveau dans le sens d'une sous-estimation des impacts. Cela compense donc l'incertitude sur la fiabilité des études de toxicité.

On peut aussi se demander s'il est correct d'attribuer un impact quand le RCR est inférieur à 1. A ce niveau, le risque devrait être contrôlé. Remarquons que ceci n'est pas vrai pour les substances cancérigènes : même l'exposition à une molécule pourrait occasionner dans certaines circonstances un cancer. Usetox utilise l'approche probabiliste de l'Agence de protection de l'environnement américaine (US EPA) en partant de la pente de la courbe dose-réponse pour l'effet observé le plus bas. On pourrait plus questionner l'approche pour les substances non cancérigènes. Néanmoins

comme discuté plus haut, il existe toujours une incertitude sur la fiabilité des données de tests toxicologiques et, surtout, sur les paramètres d'exposition : un RCR inférieur exclut, en principe, le risque mais pas nécessairement à 100%. En outre les effets, en terme d'impact, calculés par Usetox sont relativement modérés. Une légère surestimation de l'impact pour certaines substances non-cancérogènes reste donc dans la marge d'incertitude.

L'évaluation d'impacts en DALY sur base de Usetox nous semble donc une approche suffisamment conservatrice pour évaluer des impacts.

#### Additivité ?

En principe, en évaluation du risque, on n'additionne les effets des substances que pour autant qu'elles aient le même mode d'action et qu'elles affectent le même organe. Usetox ne fait pas cette distinction. Il faut comprendre que Usetox n'additionne pas des expositions qui amèneraient à dépasser un niveau sûr pour le même type d'effet. Usetox additionne plutôt les impacts de substances normalisés en DALY (peu importe le type d'effet). Comme souligné ci-dessous, l'approche Usetox, en terme d'impacts, est certainement valide en ce qui concerne les effets cancérogènes et les impacts liés aux effets non-cancérogènes pour autant que l'exposition amène à un RCR supérieur à un ou proche de un. A priori, les impacts non cancérogènes dans Usetox liés à des expositions inférieures aux valeurs seuils ne devraient pas influencer significativement l'évaluation des impacts. On remarquera que des effets tels la sensibilisation respiratoire et la perturbation endocrinienne sont considérés pour l'instant comme n'ayant pas d'effet seuil. Ces effets devraient donc être estimés sur base d'une probabilité de maladie, d'une pente de la courbe dose-réponse et de l'impact associé aux effets engendrés.

#### *IV.3.4. Evaluation d'impact dans Usetox 2.0 : le cas du pin massif et prolongements*

En tenant compte des remarques ci-dessus, on se rend compte de la valeur ajoutée de Usetox en ce qu'il permet de déterminer les impacts cumulés d'1 matériau. Ainsi, pour des émissions moyennes dans le scénario 6 (maison isolée, mal ventilée), l'évaluation de risque aurait conclu qu'il n'y avait pas de risques. Néanmoins, l'analyse d'impact nous montre que, près de 3 mois de vie en bonne santé sont perdus, essentiellement à cause de l'exposition à 3 substances : le formaldéhyde cancérogène, l'heptanal et le nonanal.

On se rend aussi mieux compte de l'effet d'un scénario d'exposition quand il est exposé en DALY. Par exemple, une personne utilisant les mêmes matériaux mais vivant dans une maison ancienne (scénario 7) gagne 2 mois de vie en bonne santé par rapport à la personne vivant dans la maison isolée et mal ventilée du scénario 6 alors que l'occupant d'une maison à isolation passive non ventilée gagne trois mois de vie en bonne santé supplémentaires par rapport à celui du scénario 6.

#### *IV.3.5. Efficacité des réglementations dans le cas d'autres produits : le cas des panneaux en bois agglomérés avec colle à base de formaldéhyde*

Vers la fin des années 1990, les émissions de formaldéhyde des produits en bois agglomérés avec colle urée formaldéhyde étaient beaucoup plus importantes que de nos jours. Ainsi Kelly et al. (1999) observent lors d'une enquête couvrant la région de San Francisco et le bassin de Los Angeles que l'on trouvait pour les produits non vernis une émission médiane de 163  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$  et des extrêmes de 1560  $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{h}$ , des valeurs bien au-delà des valeurs guides OMS. Sur base des impacts évités, on peut calculer le gain en DALY pour différents cas de figure.

Si l'on considère l'impact d'un sol en bois aggloméré de 12 m<sup>2</sup> dans une maison standard européenne (209 m<sup>3</sup>) en faisant abstraction d'autres sources d'émissions de formaldéhyde, on obtient les impacts suivants (tableau 34) :

**Tableau 34 : Gain en DALY suite à l'introduction de l'arrêté royal limitant les émissions des sols à base de bois/colle UF**

Panneau UF	Emission moyenne 75 ans (µg/m <sup>3</sup> h)	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerra néenne	Sc11 scénario du pire
Conforme AR BE	31,36	0,01	0,10	0,05	0,02	0,07	0,15	0,06	0,52
Médiane 1999	40,89	0,01	0,13	0,07	0,02	0,09	0,20	0,08	0,68
Gain en DALY		<b>0,00</b>	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,05</b>	<b>0,02</b>	<b>0,16</b>

On remarque donc que, dans le cas d'une maison isolée et mal ventilée, l'adoption de l'arrêté royal belge a évité la perte d'une semaine de vie par rapport à un produit moyen de 1999 suite à l'achat du produit et de plus de quinze jours si la maison est humide. Le gain serait de 10 fois plus pour le produit avec une émission de 1560 µg/m<sup>2</sup>h.

Dans le tableau 35, on peut aussi se rendre compte de l'effet positif qu'aurait l'extension de l'arrêté royal belge aux lambris (en s'alignant, donc, sur la norme allemande AgBB).

**Tableau 35 : Gain en DALY suite à l'introduction d'une norme limitant les émissions des lambris muraux à base de bois/colles UF**

Panneau UF	Emission moyenne 75 ans (µg/m <sup>3</sup> h)	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerra néenne	Sc11 scénario du pire
AgBB	24,86	0,01	0,20	0,10	0,03	0,14	0,30	0,12	1,04
Médiane 1999	40,89	0,02	0,33	0,17	0,06	0,24	0,50	0,20	1,71
Gain en DALY		<b>0,01</b>	<b>0,13</b>	<b>0,07</b>	<b>0,02</b>	<b>0,09</b>	<b>0,20</b>	<b>0,08</b>	<b>0,67</b>

Ci-dessus, on voit des gains de 1 mois de vie en bonne santé (DALY) pour le scénario 6 : maison isolée/peu ventilée.

Si l'on considère une maison avec une plus forte charge de matériaux (p.ex. : sols laminés collés, murs et plafonds en OSB, charge matériaux 1,875), les gains sont encore plus parlants. Près d'un an de vie gagné pour le scénario 6 (tableau 36).

**Tableau 36 : Gain en DALY par l'adoption de réglementation limitant les émissions COVs de produits de construction dans le cas d'une habitation principalement constituée de produits à base de colle UF et de bois (en DALY)**

Panneau UF	Emission moyenne 75 ans (µg/m <sup>3</sup> h)	Sc4 : scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerra néenne	Sc11 scénario du pire
Médiane 1999	40,89	0,29	4,33	2,17	0,75	3,10	6,50	2,60	22,33
Matériaux conformes AR BE	31,36	0,22	3,32	1,66	0,57	2,38	4,99	1,99	17,13
Matériaux conformes AgBB	24,86	0,18	2,63	1,32	0,45	1,89	3,95	1,58	13,57
Gain en DALY (AR BE)		<b>0,07</b>	<b>1,01</b>	<b>0,51</b>	<b>0,17</b>	<b>0,72</b>	<b>1,52</b>	<b>0,61</b>	<b>5,21</b>
Gain en DALY (AgBB)		<b>0,11</b>	<b>1,70</b>	<b>0,85</b>	<b>0,29</b>	<b>1,22</b>	<b>2,55</b>	<b>1,02</b>	<b>8,76</b>

#### IV. 4. De l'emploi qu'on peut faire de la conversion en valeur monétaire des impacts

Comme vu plus haut, les impacts évalués en DALY par Usetox ne sont probablement pas surestimés pour le scénario air intérieur.

##### IV.4.1. Information aidant à investir dans une ventilation mécanique

Imaginons qu'une personne aime beaucoup le bois, mais ayant un budget limité opte pour le bois de pin pour les sols et lambris. Il isole aussi sa maison du mieux qu'il peut pour obtenir une isolation engendrant une ventilation naturelle de 0,2 changement d'air par heure (notre scénario 6). S'il installe une ventilation d'après les normes préconisées par le projet Healthvent pour un optimum de santé, il devrait installer une ventilation mécanique avec filtre avec 0,4 changement d'air par heure. Son gain en termes de changement d'air se matérialise par un peu moins de 0,1 DALY (les DALY perdus dans le scénario 6 sont divisés par 2, car l'impact est proportionnel à la ventilation). Cela représente 4000 € économisés en valeur monétaire et donc, le budget à investir si l'on veut compenser l'impact du choix de matériau.

Si l'on se réfère au Projet Healthvent (Hänninen et al 2013)<sup>42</sup>, le coût énergétique annuel varie entre 200 (Lisbonne) et 600 kwh/an (Helsinki) pour l'utilisation de la ventilation préconisée ci-dessus, et 400 kwh/an à Paris. Si l'on se réfère à une étude récente (CREG 2017) le prix moyen par kw était de 6.2 cents/kwh. Le coût énergétique sur 75 ans de cette ventilation est donc de 6.2 cent/kwh x 400 kwh/an x 75 ans = 1,860 €. Il faudrait donc que le prix d'investissement ne dépasse pas 2140 € pour que le choix d'investissement soit « avantageux ».

##### IV.4.2. Gain de l'introduction d'une réglementation

Tableau 37 : Gain de l'introduction de l'arrêté royal belge pour un sol bois/colle urée formaldéhyde (en €)

Panneau UF	Sc4 :scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T méditerra néenne	Sc11 scénario du pire
Conforme AR BE	271	4.072	2.036	702	2.913	6.108	2.443	20.977
Médiane 1999	354	5.309	2.655	915	3.799	7.964	3.186	27.353
Gain en €	83	1.238	619	213	886	1.857	743	6.376

Si l'on considère notre exemple du bois aggloméré en tableau 34 et qu'on convertit les impacts en termes monétaires (tableau 37), on se rend compte, si on exclut les scénarios extrêmes sc. 4 et sc. 11, que l'on a évité des coûts de santé entre 213 € et 1857 € pour un revêtement de sol dont le coût est de 240 € (20 € par m<sup>2</sup>). Un gain manifestement très important a été obtenu sans que les prix des produits aient significativement augmenté. La mesure est donc efficace.

<sup>42</sup> Hänninen et al 2013, Figure 18.

Le gain en terme de santé est encore plus important dans le cas d'un consommateur ayant décidé d'aménager sa maison avec des produits en bois aggloméré/OSB (sols, lambris, plafond ou meubles comme ci-dessus, nous supposons une charge de matériau de 1,875 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) comme illustré dans le tableau 38.

**Tableau 38 : Gain liés à l'introduction de réglementation limitant les émissions : habitation à forte charge de matériau en pin (en €)**

Panneau UF	Sc4 :scénario maison passive avec ventilation	Sc5 :rénovation fortement isolée/mal ventilée	Sc6 :maison standard, isolée, peu ventilée	Sc7 :maison standard "ancienne"	Sc8 :scénario long temps passé à l'intérieur	Sc9 :humidité forte	Sc10 :scénario T° méditerranéenne	Sc11 scénario du pire
Médiane 1999	11.559	173.387	86.694	29.894	124.062	260.081	104.032	893.244
Matériaux conformes AR BE	8.865	132.968	66.484	22.926	95.141	199.452	79.781	685.016
Matériaux conformes AgBB	7.027	105.399	52.699	18.172	75.415	158.098	63.239	542.985
Gain en € (AR BE)	<b>2.695</b>	<b>40.419</b>	<b>20.210</b>	<b>6.969</b>	<b>28.921</b>	<b>60.629</b>	<b>24.252</b>	<b>208.228</b>
Gain en € (AgBB)	<b>4.533</b>	<b>67.989</b>	<b>33.994</b>	<b>11.722</b>	<b>48.647</b>	<b>101.983</b>	<b>40.793</b>	<b>350.259</b>

Les gains d'une réglementation pour ce groupe cible sont très importants.

#### **V.4.3. Un nouvel outil d'information ?**

Le lecteur l'aura senti. Cette dernière étape de monétisation rend beaucoup plus concrets les impacts liés au choix d'un matériau, aux investissements nécessaires ou à déterminer la pertinence d'une action publique. Bien sûr, il faut rester prudent avec ce genre d'approche car elle ne rend pas compte des incertitudes liées à la dérivation de cet indicateur. Nous avons dans les pages qui précèdent discuté ces incertitudes et il semble que le modèle soit suffisamment conservateur pour couvrir ces incertitudes. Bien sûr, cela pourrait être moins vrai pour d'autres substances. Nous ne prétendons pas avoir étudié les incertitudes de manière exhaustive.

## **V. Conclusions et recommandations**

### **V.1. Conclusions**

Nous avons vu que l'accumulation COVs émis par les matériaux de construction et d'ameublement peut être importante dans les maisons nouvellement rénovées et fortement isolées. L'impact sanitaire peut dans ce cas être significatif et mérite donc des actions spécifiques de politique de santé publique.

En Belgique, l'arrêté royal du 8 mai 2014 limite les émissions de COVs des revêtements de sol sur base d'un seuil d'immission à comparer à l'immission provoquée par l'émission de produits à 28 jours dans un scénario d'exposition représentant un logement moyen. L'émission à 28 jours est utilisée pour représenter l'émission à long terme, ce qui devrait mener à une surestimation forte des émissions. Les réglementations régionales, quant à elles, imposent lors de la construction de maisons passives et des modifications au bâti existant sujet à permis d'urbanisme, l'installation d'une ventilation mécanique avec un débit de 3,6m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> conformément à la norme NBN-D-50-001 (soit renouvellement d'air toute les 40 minutes pour un logement de hauteur standard).

Les valeurs seuils d'immission pour les revêtements de sols définies par l'arrêté royal sont obtenues principalement en suivant les principes recommandés pour la dérivation de valeurs seuils d'immission pour exposition chronique par inhalation ou DNEL par l'Agence Chimique européenne. Comme pour les DNELs, la détermination des valeurs seuils donne lieu à certaines incertitudes liées à l'extrapolation (durée et type d'étude, différence inter et intra-spécifiques, fiabilité, ...) ou à l'incertitude sur les données toxicologiques disponibles. Cette approche permet d'évaluer les risques chroniques liés au risque des cancers, des hyperplasies, irritations et inflammations, mais n'appréhende pas ou peu les effets liés aux allergies, à l'asthme ou aux affections respiratoires chroniques car la compréhension actuelle des modes d'action ne permet, ou alors difficilement, ni une approche quantitative ni la dérivation de niveaux seuils sanitaires. Toute évaluation de risque « classique » aura donc tendance à sous-estimer voire ignorer ces effets respiratoires.

Nous avons vu que, selon les résultats d'un scénario, l'exposition peut varier de 3 ordres de grandeur, de très basse et sans incidence à critique pour la santé humaine. Le premier facteur, la ventilation peut faire varier l'immission de plus de 15 fois entre une maison isolée au standard passif avec ou sans ventilation. Néanmoins, maximiser la ventilation, si cela semble une bonne idée, peut avoir des effets indésirables du fait qu'elle augmente l'exposition à l'air extérieur lui aussi pollué (surtout par les particules fines et les pollens). Il est donc important d'équiper ces systèmes de ventilation de filtres mais leur efficacité a aussi une limite. D'après le projet Healvent (Hänninen et al. 2013), même avec des filtres, le taux renouvellement horaire d'air optimum serait de 30%, soit bien inférieur à la norme belge actuelle (NBN-D-50-001).

Le contrôle des émissions à la source reste donc une stratégie nécessaire pour réduire les expositions aux COVs. Nous avons observé une grande variabilité des émissions selon le scénario considéré et confirmé que l'approche actuelle utilisée en Belgique est adéquate pour limiter les risques de substances présentes dans les revêtements de sols lors de l'installation. La limitation du champ d'application aux seuls revêtements de sols peut, dans certains cas, se révéler inefficace en termes de protection sanitaire (pas de limitation d'émissions qui peuvent être importantes pour certains lambris et plafonds). De plus, ignorer l'ameublement écarte une source importante d'émissions.

L'arrêté royal est, par contre, inefficace pour prévenir les risques liés aux produits de dégradation ou d'oxydation constitués et émis au-delà de 28 jours (dans notre cas, des aldéhydes provenant de l'oxydation des monoterpènes).

La réglementation peut aussi atteindre ses limites lorsque l'habitant d'un logement fait le choix d'aménager son habitation surtout avec un matériau (dans notre étude de cas, des produits en pin massif). Dans ce cas, une isolation combinée à une ventilation basse ou d'autres facteurs tels l'humidité voire la température dans l'habitation peut causer des risques sanitaires. Il apparaît néanmoins difficile d'empêcher la mise sur le marché de produits qui dans des conditions normales et pour la grande majorité de la population ne causent pas de risques sanitaires.

De plus, l'arrêté royal du 8 mai 2014 ne prend pas ni en compte les effets cumulés de substances différentes ayant un mode d'action et des effets similaires (additivité), ni les effets de synergie entre les substances (par exemple effet adjuvant du formaldéhyde).

Des outils d'information, définissant des impacts sanitaires sur base d'une approche probabiliste du risque tels Usetox 2.0 qui a été développée dans le contexte de l'analyse du cycle de vie peuvent fournir des solutions à certains biais exposés ci-dessus.

Usetox 2.02 calcule, en effet, la probabilité des impacts cumulés liés aux émissions des différentes substances contenue dans un produit. Usetox 2.0 peut aussi cumuler les impacts des émissions de plusieurs produits.

De plus, nous avons montré qu'en ce qui concerne le module air intérieur, les évaluations d'impact de Usetox, semblent prudentes. Si l'on combine les catégories d'impact en DALY avec leur valeur monétaire, on peut développer un outil d'information permettant de faire des choix d'investissement pour l'habitant d'une maison (ventilation vs. maison tout bois de pin) ou encore d'évaluer l'efficacité de l'introduction d'une mesure réglementaire jouant sur un des paramètres qui déterminent l'immission des substances initialement émises par les produits (par exemple, extension de l'arrêté royal belge des sols à d'autres surfaces).

Par contre, on évitera ou sera particulièrement prudent si l'on utilise cette approche pour comparer des produits. En effet, dans ce cas, différentes substances étant émises par les matériaux, on peut s'attendre à ce que des impacts calculés pour l'air intérieur variant d'un ordre de grandeur soient essentiellement équivalents.

Attention aussi au fait que, dans les logiciels d'analyse du cycle de vie intégrant Usetox tels Simapro, les impacts du scénario air intérieur peuvent être sous-estimés étant donné qu'ils considèrent un logement et un scénario d'exposition moyen. Pour faire varier ces paramètres, il faut effectuer les calculs hors du logiciel.

En outre, il faut faire attention à quels résultats on regarde : le modèle Usetox évalue les effets sanitaires des substances à toutes les étapes du cycle de vie pour 17 compartiments et voies d'exposition. Si l'on considère l'impact cumulé, la contribution du scénario air intérieur peut être réduite. Les incertitudes se cumulent aussi. Pour la santé humaine, Rosenbaum et al. (2008) mentionnent que des scores d'impact de 2 à 3 ordres de grandeurs différents sont sensiblement équivalents.

## V.2. Recommandations

Pour finir, nous voudrions formuler les recommandations suivantes afin de fournir des informations aux utilisateurs de matériaux permettant de choisir des configurations d'aménagement de bâtiments sains, de permettre aux autorités d'ajuster leur action publique en matière sanitaire et à la communauté scientifique d'explorer des questions de recherche insuffisamment comprises ou documentées.

Si les réglementations actuelles limitant les émissions COVs dans les revêtements de sol ou les surfaces de sol sont en général protectrices, elles n'adressent pas ou insuffisamment les risques sanitaires suivants :

- 1) champ d'application restreint à un nombre limité de produits ;
- 2) certaines substances peuvent être émises par plusieurs matériaux installés dans le bâtiment (addition) ;

- 3) certaines substances peuvent avoir des modes d'action similaires et avoir des effets similaires (additivité) ;
- 4) effets des produits de dégradations et de réaction ;
- 5) effets des maladies respiratoires chroniques en-ce-compris l'asthme et les bronco-pneumopathies chronique obstructives ;
- 6) effet combiné de l'action de certaines substances (effet synergiste);

Les autorités belges devraient donc, tout d'abord, continuer leur évaluation commencée en 2015 (Debrouwere 2015) sur l'opportunité d'étendre le champ d'application de l'arrêté royal du 8 mai 2014 aux murs et plafonds. Ceci aurait d'autant plus d'intérêt que les données d'émissions disponibles augmentant, on pourrait avoir une idée plus précise des impacts cumulés des matériaux de construction installés dans la maison. Dans le même ordre d'idée, l'extension de l'arrêté royal à l'ameublement devrait être considérée, les surfaces émettrices pouvant être importantes.

Le développement d'un outil d'information basé sur des indicateurs d'impact sanitaire relatifs aux produits de construction et d'ameublement et suivant une méthodologie tel Usetox 2.0 peut potentiellement résoudre les lacunes liées à la sous-estimation des émissions après 28 jours des produits d'oxydations, l'addition d'une même substance émise par plusieurs produits, adresser dans une certaine mesure l'additivité des substances. Cela suppose essentiellement quatre développements : la mise à disposition publique de données toxicologiques dose-réponse fiables ; la disponibilité aussi large que possible des tests d'émission sur les produits, éventuellement dans une base de donnée centralisée ; une définition précise des substances ayant un même mode d'action pour le même effet ; une différenciation des impacts des effets par type de maladie (en élaborant l'analyse de Huijtbrechts et al. 2005).

Combiner ces indicateurs d'impact sanitaire avec une évaluation des impacts en termes monétaires, peut s'avérer intéressant pour autant que les utilisateurs comprennent suffisamment les hypothèses sous-jacentes aux systèmes et que les incertitudes liés à la toxicité des substances puissent être réduites ou, à tout le moins, comprises selon l'utilisation qu'on en fait. Si l'on en est pas encore à une signalétique simple utilisable par les consommateurs pour prendre leurs décisions comme les classes de performance énergétique B, A, A++, il existe un vrai champ d'action pour des professionnels (bureau d'étude et d'architectes, architectes d'intérieur spécialisés, consultants) qui se forment à l'utilisation correcte des outils disponibles et qui peuvent ensuite conseiller dans des termes clairs mais nuancés leurs clients. Cette approche peut aussi être utilisée pour évaluer l'opportunité de l'introduction d'une mesure réglementaire.

Ce mémoire a aussi mis en exergue, la nécessité d'une recherche plus approfondie pour comprendre les modes d'action, la relation dose-réponse et d'appréhender de manière quantitative l'incidence de l'exposition aux substances chimiques sur l'asthme, les allergies et d'autres affections respiratoires ainsi que les effets combinés et synergiques de certaines substances présentes dans l'air intérieur.

Enfin, une meilleure compréhension des impacts de l'exposition aux polluants ayant pour origine l'air intérieur et d'autres paramètres tels l'humidité et la température mériterait d'être étudié, pour revoir les conclusions du projet Healthvent (Hänninen et al. 2013) et définir des seuils sanitaires optimum de ventilation. A cet égard, l'intégration d'autres critères dans l'analyse (coût, émissions CO2...) pourrait s'avérer judicieux.

## Bibliographie

### Documentation technique, guides et normes

Agence européenne des produits chimiques(Echa), (2016), *Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Part E : Risk Characterization, version 3.0*, mai 2016. Récupéré le 3 juin 2017 de :

[https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information\\_requirements\\_part\\_e\\_en.pdf/1da6cadd-895a-46f0-884b-00307c0438fd](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_part_e_en.pdf/1da6cadd-895a-46f0-884b-00307c0438fd)

Agence européenne des produits chimiques(Echa), (2012), *Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Chapter R8 : characterization of dose [concentration]- response for human health, version 2.1.*, novembre 2012. Récupéré de :

[https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information\\_requirements\\_r8\\_en.pdf](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r8_en.pdf)

Agence européenne des produits chimiques(Echa), (2011), *Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment,Part A : Introduction to the Guidance Document, version 1.1.*, décembre 2001. Récupéré le 3 juin 2017 de :

[https://echa.europa.eu/documents/10162/13643/information\\_requirements\\_part\\_a\\_en.pdf/4d25d209-00a8-4a1b-97e5-5adae231b205](https://echa.europa.eu/documents/10162/13643/information_requirements_part_a_en.pdf/4d25d209-00a8-4a1b-97e5-5adae231b205)

Bruxelles-environnement, Vademecum des travaux PEB 2015, version octobre 2016. Récupéré le 26 mai 2017 de :

[http://document.environnement.brussels/opac\\_css/electfile/GIDS\\_vademecumTravauxPEB\\_2015\\_FR.pdf](http://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/GIDS_vademecumTravauxPEB_2015_FR.pdf)

Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (UNECE), (2015), Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), Sixth revised edition, *Nations-Unies* 2015. Récupéré le 27 mai 2017 de :

[https://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs\\_rev06/06files\\_e.html#c38156](https://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev06/06files_e.html#c38156)

Commission européenne, DG GROW (2016), Agreed EU-LCI values ; Récupéré le 26 mai 2017 de :

[https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci/values\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/construction/eu-lci/values_en)

Commission pour la Régulation de l'Electricité et du Gaz (2017), Infographie pour les résidentiels. Récupéré le 30 juillet 2017 de :

<http://www.creg.be/sites/default/files/assets/Prices/InfographResFr.pdf>

NBN D50-001 : Dispositifs de ventilation dans les bâtiments d'habitation

Région flamande, Ventilatie document, october 2016. Récupéré le 26 mai 2017 de :  
[http://vea.helpsyoubel.be/\(S\(m3ndamtawlovtf1blutudg50\)\)/direct.aspx?N=33&timeoffsetcookie=1](http://vea.helpsyoubel.be/(S(m3ndamtawlovtf1blutudg50))/direct.aspx?N=33&timeoffsetcookie=1)

Usetox™, User Manual, février 2010. Récupéré le 3 juin 2017 de :  
[http://www.usetox.org/sites/default/files/support-tutorials/user\\_manual\\_usetox.pdf](http://www.usetox.org/sites/default/files/support-tutorials/user_manual_usetox.pdf)

Wallonie, Guide PEB 2015. Récupéré le 26 mai 2017 de [http://energie.wallonie.be/fr/09-06-debits-de-ventilation.html?IDC\\_PEB=9491&IDD=113691&IDC=9096](http://energie.wallonie.be/fr/09-06-debits-de-ventilation.html?IDC_PEB=9491&IDD=113691&IDC=9096)

## Littérature scientifique

AFFSET (2009), *Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail relatif à une procédure de qualification des émissions de composés organiques volatils par les matériaux de construction et produits de décoration*, Saisine AFFSET n° 2004/11, Maison-Alfort, France, 8 octobre 2009. Récupéré le 28 mai 2017 de :  
<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004et0011Ra-2.pdf>

AFFSET (2007), *Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail, Valeurs Guides de qualité d'air intérieur : le formaldéhyde, Rapport du groupe d'expert*. Autosaisine, Maison-Alfort, France, 20 juillet 2007,. Récupéré le 18 juin 2017 de :  
<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004etVG002Ra.pdf>

AFFSET (2007), *Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail relatif à une procédure d'évaluation des risques sanitaires concernant les composés organiques volatils (COV) et le formaldéhyde émis par les produits de construction*, Saisine AFFSET n° 2004/11, Maison-Alfort, France, 30 octobre 2006. Récupéré le 5 août 2017 de :  
<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2004et0011.pdf>

ANSES (2011), *Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à une demande d'avis sur un projet de décret relatif aux valeurs guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène*, Saisine n° 2011-SA-0123, Maison-Alfort, France, 1<sup>er</sup> juin 2011. Récupéré le 18 juin 2017 de : <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011sa0123.pdf>

An, J-Y., Kim, S., Kim, H-J., (2012), Formaldehyde and TVOC emission behavior of laminate flooring by structure of laminate flooring and heating condition, *Journal of Hazardous Materials* 187, p. 44–51.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.086>

Annemans, L., (2017), Chaire Francqui: leçon 5, Qu'est-ce que la santé ? Regard critique sur les QALYs et analyse d'autres paramètres pour mesurer les gains en santé. *Chaire Francqui au titre Belge 2016-2017. Cycle de conférence de l'Ecole de santé publique de l'ULB 2017*. Récupéré le 5 juin 2017 de :  
<http://www.ulb.ac.be/preview1/facs/esp/chairefrancqui.html>

Arts JHE, Muijser H, Appel JA, Bessems JGM, Woutersen RA (2004) Sub-acute (28-day) toxicity of furfural in Fischer 344 rats: a comparison of the oral and inhalation route. *Food and Chemical Toxicology*, 42(9), p. 1389-1399.

Bari, A., Kindzieski, W., B., Wheeler, A. J., Héroux, M.-E., Wallace, L. A., (2015), source apportionment of indoor and outdoor volatile organic compounds at homes in Edmonton, Canada, *Building and Environment*, 90, p. 114-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.03.023>

Bartzis, J., Reina, V., Goelen, E., Mandin, C., Wolkoff, P., Terry, A., Carrer, P., de Oliveira Fernandes, E., (2013), *OFFICAIR Final Workshop On the reduction of health effects from combined exposure to indoor air pollutants in modern offices, Results Summary*, Brussels October 22, 2013. Récupéré le 19 juin 2017 de : [http://www.officair-project.eu/images/officair\\_workshop\\_results\\_summary.pdf](http://www.officair-project.eu/images/officair_workshop_results_summary.pdf)

Bentayeb, M., Billionnet, C., Baiz, N., Derbez, M., Kirchner, S., Annessi-Maesano, I., (2013), higher prevalence of breathlessness in elderly exposed to indoor aldehydes and VOCs in a representative sample of French dwellings, *Respiratory Medicine*, 107, p. 1598-1607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmed.2013.07.015>

Billionnet, C., Sherrill, D., Annessi-Maesano, I., (2011), Estimating the Health effects of exposure to multi-pollutant mixture, *AEP*, vol 22, n°2. <http://dx.doi.org/10.1016/j.annepidem.2011.11.004>

Blavier, G., Debrock, K., Rasoloharimahefa, M. et Bouland, C., (2014), Composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), Fiche documentée 9 « Air », Bruxelles Environnement. Récupérée de : [http://document.environnement.brussels/opac\\_css/index.php?lvl=notice\\_display&id=8525](http://document.environnement.brussels/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=8525)

Bluyssen, P. et al, (1997), *Evaluation of VOC emissions from building product : solid flooring materials*. (Rapport n° 18), European Commission Joint Research Center, European Collective Action Urban Air, Indoor Environment and Exposure, Ispra.

Récupéré le 28 mai 2017 de : [http://www.inive.org/medias/ECA/ECA\\_Report18.pdf](http://www.inive.org/medias/ECA/ECA_Report18.pdf)

Böhm, M., Salem, M. Z. M., Srba, J.,(2012) Formaldehyde emission monitoring from a variety of solid wood, plywood, blockboard and flooring products manufactured for building and furnishing materials, *Journal of Hazardous Materials*, 221-222, p. 68-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.013>

Boehme, C., Meyer, B., Roffael, E., (2004), Die Formaldehydemission von Kiefern-Massivholz in Abhängigkeit von der Jahrringlage, *Holz Roh Werkst*,62,p. 149–150. <http://dx.doi.org/10.1007/s00107-003-0456-8>

Bouland, C., Jonckheer, P., (2010), *Les maladies cardio-vasculaires*, Fiche documentée 30 « Interface santé et environnement », Bruxelles Environnement. Récupérée le 4 août 2017 de : [http://document.environnement.brussels/opac\\_css/electfile/san%2030](http://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/san%2030)

Bouland, C., Jonckheer, P., (2008a), *Asthme*, Fiche documentée 14 « Interface santé et environnement », Bruxelles Environnement. Récupérée le 4 août 2017 de : [http://document.environnement.brussels/opac\\_css/electfile/san%2014](http://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/san%2014)

Bouland, C., Jonckheer, P., (2008b), *Asthme*, Fiche documentée 15 « Interface santé et environnement », Bruxelles Environnement. Récupérée le 4 août 2017 de : [http://document.environnement.brussels/opac\\_css/electfile/san%2015](http://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/san%2015)

Bouland, C., Bladt, S., Chasseur, C., Vanderslagmolen, S. et Bongji, S., (2007), *CRIPI, analyse et résultats des enquêtes, 6 ans de fonctionnement*, Fiche documentée 27 « Interface santé et environnement »,

Bruxelles Environnement. Récupérée le 4 août 2017 de :

[http://documentation.bruxellesenvironnement.be/documents/san\\_27\\_2007.PDF](http://documentation.bruxellesenvironnement.be/documents/san_27_2007.PDF)

Braubach, M., Jacobs, D.E., Ormandy, D., (2011), Environmental burden of disease associated with inadequate housing : Methods for quantifying health impacts of selected housing risks in the WHO European Region, *World Health Organization Regional Office for Europe*, 2011. Récupéré le 16 mai 2017 de : [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0003/142077/e95004.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0003/142077/e95004.pdf)

Brown, V. M., Crump, D. R., Gardiner, D., (1990), Determination of aromatic hydrocarbon emissions from paint and related products by an impinger method, *Environment International*, Vol. 16, p. 283-289.

Cakmak S., Dales R. E., Liu, L., Kauri L. M., Lemieux, C. L., Hebborn, C., Zhu, J., (2014), Residential exposure to volatile organic compounds and lung function: results from a population-based cross-sectional survey, *Environ Pollut.* Novembre 2014, 194, p. 145-151.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.020>

Chaudary, A., Hellweg, S. (2014), Including Indoor Offgassed Emissions in the Life Cycle Inventories of Wood Products, *Environmental Science and Technology*, 204, 48, p. 14607-14614.

<http://dx.doi.org/10.1021/es5045024>

Cocheo, V., Sacco, P., Boaretto, C., De Saeger, E., Perez Ballesta, P., Skov, H., Goelen, E., Gonzalez, N., Baeza Caracena, A., (2000) Urban benzene and population exposure, *Nature* 404, p.141-142.

Damgaard Nielsen, G., Thor Larsen, S., Wolkoff, P. (2013), Recent trend in risk assessment of formaldehyde exposures from indoor air, *Arch Toxicol* (2013) 87, p. 73–98.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00204-012-0975-3>

Debrock, K., Cheymol, A., Vanderstraeten, P., (2009), Les particules fines (PM10, PM2,5, PM1 ET PM0,1), Fiche 23, Observatoire des données de l'environnement, Bruxelles Environnement. Récupéré le 25 mai 2017 de :

[http://document.environnement.brussels/opac\\_css/electfile/Air\\_23.PDF?langtype=2060](http://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/Air_23.PDF?langtype=2060)

Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V., Lethrosne, M., Pignon, C., Riberon, J., Kirchner, S., (2014a), Indoor air quality and comfort in seven newly built, energy-efficient houses in France, *Building and Environment* 72, p. 173-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.10.017>

Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V., Lethrosne, M., Pignon, C., Riberon, J., Wyart, G., Mandin, C., Kirchner, S., (2014b), A 3-year follow-up of indoor air quality and comfort in two energy-efficient houses, *Building and Environment* 82, p. 288-299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.08.028>

Dorman, D. C., Struve, M. F., Wong, B. A., Marshall, M. W., Gross, E. A., Willson, G. A., (2008), Respiratory tract responses in male rats following subchronic acrolein inhalation. *Inhalation Toxicology* 20, p. 205–216. <http://dx.doi.org/10.1080/08958370701864151>

Echa (2017a), dossier d'enregistrement alpha-pinène. Récupéré le 19 juin 2017 de <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14528/1>

Echa (2017b), dossier d'enregistrement delta 3-carène. Récupéré le 19 juin 2017 de <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/2226>

Echa (2017c), dossier d'enregistrement formaldéhyde. Récupéré le 19 juin 2017 de : <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15858>

Echa, (2017d), dossier d'enregistrement furfural, <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14883/1>

Echa (2017e), screening Echa des substances rencontrant les critères de classification à l'annexe III de REACH (substances CMR) en support à l'enregistrement de 2018, Hepténal (CAS n° 2463-63-0). Récupéré le 12 mai 2017 de <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.017.785>

Echa (2017f), screening Echa des substances rencontrant les critères de classification à l'annexe III de REACH (substances CMR) en support à l'enregistrement de 2018, nonénal (CAS n° 2463-63-0). Récupéré le 12 mai 2017 de <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.017.784>

Echa (2017g), screening Echa des substances rencontrant les critères de classification à l'annexe III de REACH (substances CMR) en support à l'enregistrement de 2018, undécénal (CAS n° 1337-83-3). Récupéré le 12 mai 2017 de <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.014.233>

Echa (2017h), dossier d'enregistrement du undécénal ((CAS n° 1337-83-3), <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/17331>

Edwards, R., Jurvelina, J., Saarelad, K., Jantunen, M., (2001), VOC concentrations measured in personal samples and residential indoor, outdoor and workplace microenvironments in EXPOLIS-Helsinki, Finland, *Atmospheric Environment* 35, p. 4531–4543.

Eriksson KA, Stjernberg NL, Levin JO, Hammarstrom U, Ledin MC, (1996), Terpene exposure and respiratory effects among sawmill workers, *Scand J Work Environ Health* 22, p. 182-190. <http://dx.doi.org/10.5271/sjweh.129>

EU RAR 2008, furfural: VROM, Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, (2008) Risk assessment of 2-furaldehyde (furfural), CAS n° 98-01-1. Récupéré de : <https://echa.europa.eu/documents/10162/ed4e7680-4100-4411-be19-74c19bbc4ce0> , le 1 mai 2017.

Falk Filipsson, A., (1996), Short term inhalation exposure to turpentine toxicokinetics and acute effects in men, *Occupational and Environmental Medicine*, 53, p.100-105.

Falk, A., Hagberg, M., Löf, A., Wigaeus-Hjelm, E., Wang, Z., ( 1990), Uptake, distribution and elimination of a-pinene in man after exposure by inhalation. *Scand J Work Environ Health*, 16, p. 372-378.

Feron, V. J., (1972) Respiratory tract tumours in hamsters after intratracheal instillations of benzo(a)pyrene alone and with furfural. *Cancer Research* 32, p. 28-36.

Feron, V. J., Kruyssen, A., (1978) Effects of exposure to furfural vapour in hamsters simultaneously treated with benzo(a)pyrene or diethylnitrosamine. *Toxicology* 11, p. 127-144.

Feron, V. J., Kruyssen, A., Dreef-van der Meulen, H. (1979) Repeated exposure to furfural vapour: 13-week study in syrian golden hamsters. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B* 168, p. 442-451.

Fernandes, E., Jantunen, M., Carrer, P., Seppänen, O., Harrison, P., Kephelopoulos, S., (2008), ENVIE, Co-ordination Action on Indoor Air Quality and Health Effects, Publishable Final Activity Report, IDMEC, Lisbon 2008. Récupéré le 17 mai de :  
[http://cordis.europa.eu/docs/publications/1264/126459681-6\\_en.pdf](http://cordis.europa.eu/docs/publications/1264/126459681-6_en.pdf)

Field, R. A., Pérez Ballesta, P., Baeza Caracena, A., Nikolova, I., Connolly, R., Cao, N., Gerboles, M., Buzica, D., Amantini, L., Lagler, F., Borowiak, A., Marelli, L., De Santi, G., De Saeger, E., (2005), Population Exposure to Air Pollutants in Europe (PEOPLE) Methodological Strategy and Basic Results, European Commission Joint Research Center (JRC)- Institute for Environmental Sustainability (IES) ed., 2005. Récupéré le 25 mai de : <http://www.citiddep.net/people/docs/PEOPLE-finalreport.pdf>

Friedrich, K., Delgado, I.F., Santos, L.M., Paymgardeen, F. J., (2007), Assessment of sensitization of monoterpenes using the rat popliteal lymph node assay, *food chem toxicol.*, 2007, août, 45 (8), p. 1506-1522, <http://dx.doi.org/10.101/j.fct.2007.02.011>

Gminski, R., Tang, T., Mersch-Sundermann, V., (2010), Cytotoxicity and genotoxicity in human lung epithelial A549 cells caused by airborne volatile organic compounds emitted from pine wood and oriented strand, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxlet.2010.03.015>

Grant, R., Jenkins, A., (2015), Use of In Vivo and In Vitro Data to Derive a Chronic Reference Value for Crotonaldehyde Based on Relative Potency to Acrolein, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 18:7-8, p. 327-343. <http://dx.doi.org/10.1080/10937404.2015.1081574>

Guo, H., (2011), Source apportionment of volatile organic compounds in Hong Kong homes, *Building and Environment* 46, p. 2280-2286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.05.008>

Golsteijn, L., Huizer, D., Hauck, M., van Zelma, R., Huijbregts, M.,A., J., Including exposure variability in the life cycle impact assessment of indoor chemical emissions: The case of metal degreasing, *Environment International* (2014), n° 71, p. 36- 45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.06.003>

Haghighat, F., Lee, C.S., Ghaly, W.S., (2002). Measurement of diffusion coefficients of VOCs for building materials: review and development of a calculation procedure. *Indoor Air* 12, p. 81–91.

Hänninen, O., Asikainen, A., (2013), Efficient reduction of indoor exposures Health benefits from optimizing ventilation, filtration and indoor source controls, Juvenes Print – Suomen Yliopistopaino Oy Tampere, 2013. ISBN 978-952-245-822-3 (electronic/online); ISSN 1798-0089 (electronic/online)<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-245-822-3>, revised version 25 November 2014.

Récupéré le 29/06/2017 de : <https://www.julkari.fi/handle/10024/110211>

Hänninen, O., Alm, S., Katsouyanni, K., Kunzli, N., Maroni, M., Nieuwenhuijsen, M. J., Saarela, K., Srám R. J., Zmirou, D., Jantunen, M. J., (2004), The EXPOLIS study: Implications for Exposure Research and Environmental Policy in Europe, *J Exposure Anal Environ Epidemiol* 14, p. 440-456.

Hellweg, S., Demou, E., Bruzzi, R., Meijer, A., Rosenbaum, R.K., Huijbregts, M.A.J. et McKone, T.E., Integrating Human Indoor Air Pollutant Exposure within Life Cycle Impact Assessment, *Int J Life Cycle Assessment* (2009) ,43(6), p.1670-1679., <http://dx.doi.org/10.1021/es8018176>

Holmström, M., Wilhelmsson, B., Hellquist, H., et al.(1989), Histological changes in the nasal mucosa in persons occupationally exposed to formaldehyde alone and in combination with wood dust. *Acta Otolaryngol*; (Stockholm) 107, p.120-129.

Huijbregts, M. A. J., Rombouts, L. J. A., Ragas, A. M. J., Van deMeent, D., (2005), Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Non carcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment, *Integr. Environ. Assess. Manage.*,2005 1, p. 181–192. <http://dx.doi.org/10.1897/2004-007R.1>

Hyttinen, M.,Masalin-Weijo, M., Kalliokosku, P., Pasanen, P., Comparison of VOC emissions between air-dried and heat-treated Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and European aspen (*Populus tremula*) wood, (2010) *atmospheric Environment*, 44, p. 5025-5033. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.07.018>

Irwin, R. (1990) NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of furfural in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). NIH publication No. 90-2837. National Toxicology Program, Research Triangle Park, North Carolina.

Jantunen M., Oliveira Fernandes E., Carrer P., Kephelopoulou S., (2011), *Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ)*. Luxembourg: European Commission Directorate General for Health and Consumers. Récupéré le 16 mai 2017 de : [http://ec.europa.eu/health/healthy\\_environments/docs/env\\_iaiaq.pdf](http://ec.europa.eu/health/healthy_environments/docs/env_iaiaq.pdf)

Jantunen, M. J., Hänninen, O., Katsouyanni, K., Knöppel, H., Künzli, N., Lebret, E., Maroni, M., Saarela, K., Srám, R., Zmirou, D., (1998), Air pollution exposure in European cities: the EXPOLIS-study. *J Exposure Anal Environ Epidemiol* 8, p.495-518.

<http://www.ktl.fi/expolis/>

Jantunen, M. J., Hänninen, O., Katsouyanni, K., Knöppel, H., Künzli, N., Lebret, E., Maroni, M., Saarela, K., Srám, R., Zmirou, D., (1998), Final Report : Air pollution exposure in European cities: the EXPOLIS-study, récupéré le 25 mai 2017 de : [https://www.thl.fi/expolis/files/final\\_report.pdf](https://www.thl.fi/expolis/files/final_report.pdf)

Joint Research Center (JRC), (2008), ExpoFacts: Exposure Factors Sourcebook for Europe. Récupéré le 5 juin 2017 de : <http://expofacts.jrc.ec.europa.eu/index.php?category=database&source=database&>

Jönson, A., Is it feasible to address indoor climate issues in LCA?, *Environmental Impact Assessment Review* (2000), 20, p. 241-259, [http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00039-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00039-6)

Kephelopoulou, S., Geiss, O. et al (2013), *Harmonization Framework for Health based evaluation of indoor emissions for construction products in the European Union using EU-LCI concept*. (Rapport n° 29), European Commission Joint Research Center, European Collective Action Urban Air, Indoor Environment and Exposure, Ispra. Récupéré le 26 mai 2017 de : [http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC83683/eca%20report%2029\\_final.pdf](http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC83683/eca%20report%2029_final.pdf)

- Kirkeskov-Jensen, L., Larsen, A., Mølhave, L., Kragh Hansen, M., Knudsen, B., (2001), Health Evaluation of Volatile Organic Compound (VOC) Emissions from Wood and Wood-Based Materials, *Archives of Environmental Health*, septembre/octobre 2001, vol. 56 (n°5), p. 419-432.
- Koleva, Y., Madden, J., Cronin, M., (2008), Formation of Categories from Structure-Activity Relationships To Allow Read-Across for Risk Assessment: Toxicity of  $\alpha,\beta$ -Unsaturated Carbonyl Compounds, *Chem. Res. Toxicol.* 2008, 21, p. 2300–2312. <http://dx.doi.org/10.1021/tx8002438>
- Kotzias, D., Geiss, O., Tirendi, S., Barrero-Moreno, J., Reina, V., Gotti, A., Cimino-Reale, G., Casati, B., Marafante, E., Sarigiannis, D., (2009) Exposure to multiple air contaminants in public buildings, schools and kindergartens the European indoor air monitoring and exposure assessment (AIRMEX) study. *Fresenius Environmental Bulletin* 18, p. 670- 681.
- Król, s., Namieśnik, J., Zabiegała, B., (2014),  $\alpha$ -Pinene, 3-carene and d-limonene in indoor air of Polish apartments: The impact on air quality and human exposure, *Science of the Total Environment* 468–469, p. 985–995. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.099>
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Riberon, J., Kirchner, S., Mandin, C., (2016), Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics, *Atmospheric Environment* 128, p. 82-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.060>
- Lee, Y. K., Kim, H. J., (2012), The effect of temperature on VOCs and carbonyl compounds emission from wooden flooring by thermal extractor test method, *Building and Environment* 53, p. 95-99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.10.016>
- Liang, W., Yang, C., Yang, X., (2014a), Long-term concentrations of volatile organic compounds in a new apartment in Beijing, China, *Building and Environment*, 82, p. 693-701. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.10.016>
- Liang, W., Wang, C., Yang, C., Yang, X., (2014b), Volatile organic compounds in different interior construction stages of an apartment, *Building and Environment* 81, p. 380-387. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.07.015>
- Lin, C. C. , Yu, K. P. , Zhao, P., Whei-May Lee, G., (2009), Evaluation of impact factors on VOC emissions and concentrations from wooden flooring based on chamber tests , *Building and Environment* , 44 , p. 525– 533. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.04.015>
- Markowicz, P., Larsson, L., (2015) Influence of relative humidity on VOC concentrations in indoor air, *Environ Sci Pollut Res*, 22, p. 5772-5779. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3678-x>
- Makowski, M., Ohlmeyer, M., (2006), Comparison of a small and a large environmental test chamber for measuring VOC emissions from OSB made of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), *Holz Roh Werkst*, 64, p. 469–472. <http://dx.doi.org/10.1007/s00107-006-0123-y>
- Meyer, B., Boehme, C., (1997) Formaldehyde emission from solid wood, *Forest Products Journal*, mai 1997, 47, 5, p. 45-48.

Missia, D., A., Demetriou, E., Michael, N., Tolis, E. I., Bartzis, J. G., (2010), Indoor exposure from building materials: A field study, *Atmospheric Environment* 44, p. 4388-4395.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.07.049>

Miyakawa, Y., Nishi, Y., Kato, K., Sato, H., Takahashi, M., Hayashi, Y. (1991), Initiating activity of eight pyrolysates of carbohydrates in a two-stage mouse skin tumorigenesis model, *Carcinogenesis* 12 (7), p. 1169-1173.

Muezzinoglu, A., Odabasi, M., (2001), Volatile organic compounds in the air of Izmir, Turkey, *Atmospheric Environment* 35, p. 753-760.

Namieśnik, J., Górecki, T., Kozdroń-Zabiegała, B., Łukasiak, J., Indoor Air Quality (IAQ), Pollutants, Their Sources and Concentration Levels, *Building and Environment*, (1992), Vol. 27, No. 3, p. 339-356.

National Research Council (NRC) (2011) *Review of the Environmental Protection Agency's draft IRIS assessment of formaldehyde*, The National Academies Press, Washington. ISBN-13: 978-0-309-21193-

National Research Council of the Academies (2010), *Accounting for Health Care*, The National Academies Press, Washington DC. Récupéré le 5 juin 2017 de :

<http://www.nap.edu/catalog/12938.html>

Nicolas, M., Ramalho, O., Maupetit, F., (2007), Reactions between ozone and building products: Impact on primary and secondary emissions, *Atmospheric Environment* 41, p. 3129–3138.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.062>

Nielsen GD, Larsen ST, Hougaard KS, Hammer M, Wolkoff P, Clausen PA, Wilkins, CK, Alarie Y (2005), Mechanisms of acute inhalation effects of (+) and (-)-alpha-pinene in BALB/c mice, *Basic Clin Pharmacol Toxicol*, 2005 Jun;96(6), p. 420-428.

Norbäck, D., Björnsson, E., Janson, C., Widström, J., Boman, G., (1995), Asthmatic symptoms and volatile organic compounds, formaldehyde, and carbon dioxide in dwellings, *Occup Environ Med*. Juin 1995 52(6), p.388-395.

NTP-study 2006: Identification: TDMS Number 2030203, TOX-81 Study.

Ohlmeyer M., Makowski M., Fried H., Hash J., Scholer M., (2008), Influence of panel thickness on the release of volatile organic compounds from OSB made of *Pinus sylvestris* L., *Forest Products Journal* vol. 58 (no. 1/2), janvier-février 2008, p.65-70.

Organisation Mondiale de la Santé -OMS (2017), Department of Information, Evidence and Research (2017), WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000-2015 Global Health Estimates Technical Paper WHO/HIS/IER/GHE/2017.1, OMS, Genève, janvier 2017. Récupéré le 16 mai 2017 de :

[http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/GlobalDALYmethods\\_2000\\_2015.pdf?ua=1](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GlobalDALYmethods_2000_2015.pdf?ua=1)

Organisation Mondiale de la Santé –OMS, Regional Office for Europe (2010), *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. ISBN 978 92 890 0213 4. Récupéré de :

[http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0009/128169/e94535.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf)

Organisation Mondiale de la Santé –OMS, Centre International de Recherche sur le cancer-CIRC (2006), *Preamble to the IARC Monographs*, janvier 2006. Récupéré le 27 mai 2017 de : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Preamble/index.php>

Organisation Mondiale de la Santé (OMS), (2005), *Air Quality Guidelines, global update 2005*. Récupéré le 18 juin 2017 de :

Organisation Mondiale de la Santé (OMS), Indoor Air pollutants : exposure and health effects, Report on a WHO meeting, Nördlingen, 8-11 June 1982, Copenhagen, *WHO Regional Office for Europe*, 1983 (EURO reports and studies, n° 78).

Perdrix, A., Parat, S., Liudry, S., Maître, A., (2005), *Syndrôme des Bâtiments Malsains (SBM)*, *Revue Francophone des Laboratoires*, mai 2005, N° 373.

Pérez Ballesta, P., Fernandez-Patier, Field, R., Galán, D., Baeza, A., Nikolova, I., Connolly, R., Cao, R. N., De Saeger, E., Gerboles, M., Buzica, D., Garcia Dos Santos, S., Santamaria Ballesteros, J., (2005) PEOPLE campaign in Madrid: assessment of outdoor, indoor and personal exposure to benzene. *Proceedings of Urban Air Quality 2005*. Valencia, Spain, 29-31 March, 2005. 5 pages.

Poppendieck, D. G., . Ng, L. C., Persily, A. K., Hodgson, A. T., Long term air quality monitoring in a net-zero energy residence designed with low emitting interior products, *Building and Environment* 94, p. 33-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.07.001>

Risholm-Sundman, M. Lundgren, M. , Vestin, E., Herder, P.,(1998), Emissions of acetic acid and other volatile compounds from different species of solid wood, *Holz as Roh- und Werkstoff*,56, p. 125-129.

Roffael, E., Schneider, T., Dix, B., (2015), Effect of oxidising and reducing agents on the release of volatile organic compounds (VOCs) from strands made of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), *Wood Sci Technol*, 49, p. 957–967, <http://dx.doi.org/10.1007/s00226-015-0744-6>

Roffael, E., Schneider, T., Dix, B., (2015), Effect of oxidising and reducing agents on the release of volatile organic compounds (VOCs) from strands made of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), *Wood Sci Technol*, 49, p. 957–967. <http://dx.doi.org/10.1007/s00226-015-0744-6>

Roffael, E., (2006), Volatile organic compounds and formaldehyde in nature, wood and wood based panels, *Holz als Roh- und Werkstoff*, 64, p. 144–149. <http://dx.doi.org/10.1007/s00107-005-0061-0>

Rohr, A., C. , Wilkins, C., K., Clausen, P., A., Hammer, M., Nielsen, G., D., Wolkoff, P., Spengler, J., D., (2002), Upper airway and pulmonary effects of oxidation product of (+)- $\alpha$ -pinene, d-limonene, and isoprene in balb/c mice, *Inhalation Toxicology*, 14, p. 663–684, <http://dx.doi.org/10.1080/0895837029008457-5>

Rosenbaum, R.K., Meijer, A., Demou, E., Hellweg, S., Jolliet, O., Lam, N. L., Margni, M. et McKone, T.E., (2015), Indoor Air Pollutant Exposure for Life Cycle Assessment: Regional Health Impact Factors for Households, *Environmental Science and Technology*, 2015, 49, p. 12823-12831. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b00890>

Rosenbaum, R., K., Huijbregts, M.A..J., Henderson, A. D., Margni, M., McKone, T. E., vande Meent, D., Hauschild, M. Z., Shaked, S., Sheng Li, D., Gold, L. S., Jolliet, O., (2011) USEtox human exposure

and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis : sensitivity to key chemical properties, *Environmental Science and Technology*, 2011, 16, p.710-727.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-011-0316-4>

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.D., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent D., et Hauschild, M.Z., (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assessment*, 2008, 13(7), p.532-546. , <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>

Rosenberg, C., Liukkonen, T., Kallas-Tarpila, T., Ruonakangas, A., Ranta, R., Nurminen, M., Welling, I., Jäppinen, P., (2002) Monoterpene and wood dust exposures: work-related symptoms among Finnish sawmill workers, *Am J Ind Med.*, 2002 Jan;41(1), p.38-53.

Sachot, A., Bouland, C., (2008), Le formaldéhyde, Fiche documentée 32 « Interface santé et environnement», Bruxelles Environnement. Récupéré le 4 août 2017 de :

[http://document.environnement.brussels/opac\\_css/index.php?lvl=notice\\_display&id=7754&seule=1](http://document.environnement.brussels/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=7754&seule=1)

Salthammer, T., Mentese, S., Marutzky, R., (2010), Formaldehyde in the Indoor Environment, *Chem. Rev.*, 110, p. 2536–2572. <http://dx.doi.org/10.1021/cr800399g>

Sarigiannis, D., Karakitsios, S., Gotti, A., Liakos, I., Katsoyiannis, A., (2011), Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risk, *Environment International*, vol. 37, issue 4, p. 743-765.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.005>

Shimizu, A., (1986) Experimental study on hepatic cirrhosis and hepatocarcinogenesis, II. Influence of cirrhotic liver on 2-FAA hepatocarcinogenesis in rats, *Acta Pathol. Jpn.*, 36 (7), p. 1039-1048.

Shinoara, N., Kai, Y., Mizukoshi, A., Fujii, M., Kumagai, K., Okuizumi, Y., Jona, M., Yanagisawa, Y., (2009), On-site passive flux sampler measurement of emission rates of carbonyls and VOCs from multiple indoor sources, *Building and Environment* 44, p. 859-863.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.06.007>

Schlink, U., Röder, S., Kohajda, T., Wissenbach, D., K., Franck, U., Lehmann, I., (2016), A framework to interpret passively sampled indoor-air VOC concentrations in health studies, *Building and Environment* 105, p. 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.05.033>

Schmidt, L., Lahrz, T., Kraft, M., Göen, T., Fromme, H., (2015), Monocyclic and bicyclic monoterpenes in air of German daycare centers and human biomonitoring in visiting children, the LUPE 3 study, *Environment International* 83, p. 86–93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.06.004>

Skaar, C., Jørgensen, R., B., Integrating human health impact from indoor emissions into an LCA: a case study evaluating the significance of the use stage, *Int J Life Cycle Assess* (2013) n° 18, p.636–646. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0506-8>

Sollinger, S., Levsen, K., Wünsch, G., (1994) Indoor pollution by organic emissions from textile floor coverings: Climate test chamber studies under static conditions, *Atmospheric Environment* Volume 28, Issue 14, août 1994, p. 2369-2378. [http://dx.doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90491-X](http://dx.doi.org/10.1016/1352-2310(94)90491-X)

Staal (2008), repeated dose toxicity inhalation. Voir dossier d'enregistrement furfural: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14883/7/6/3>

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.

Takeda, M., Saijo, Y., Yuasa, M., Kanazawa, A., Araki, A., Kishi, R., (2009), Relationship between sick building syndrome and indoor environmental factors in newly built Japanese dwellings, *Int Arch Occup Environ Health.*, avril 2009, 82(5), p. 583-593. <http://dx.doi.org/10.1007/s00420-009-0395-8>

Trantallidi, M., Dimitroulopoulou, C., Wolkoff, P., Kephelopoulos, S., Carrer, P., (2015), EPHECT III: Health risk assessment of exposure to household consumer products, *Science of the Total Environment* 536, p.903–913, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.123>

Umweltbundesamtes , UBA (2011) , Richtwerte für 2-Furaldehyd in der Innenraumluft Mitteilung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der InnenraumluftthygieneKommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden, *Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz*, Volume: 54, Issue: 4, p. 510-515, <http://dx.doi.org/10.1007/s00103-011-1251-z>

Uchiyama, S., Tomizawa, T., Tokoro, A., Aoki, M., Hishiki, M., Yamada, T., Tanaka, R., Sakamoto, H., Yoshida, T., Bekki, K., Inaba, Y., Nakagome, H., Kunugita, N., (2015), Gaseous chemical compounds in indoor and outdoor air of 602 houses throughout Japan in winter and summer, *Environmental Research*, 137, p. 364–372. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.005>

US EPA (United States Environmental Protection Agency), (2016), Integrated Risk Information system (IRIS), <http://www.epa.gov/iris>

Voronin VA, Bel'gova IN, Voronka LA, Grigor'ev ON, Zhdanov VA, Nezhentsev MV, Antelava NA, Gusel' VA, Rotleder AM (1982). Korrektur der Toxizitätsbefunde über Crotonaldehyd (CA; *Technische Vorschriften TU 6-09*, p. 3667-74). *Gig Tr Prof Zabol* 26, p.54-55.

Wei, Q. J., Wei, C. H., Harada, K., Minamoto, K. Okamamoto, Y., Ueda, A., (2010), Evaluation of allergenicity of constituents of myoga using the murine local lymph node assay, *Int. J. Immunopathol Pharmacol.*, 2010 Apr-Jun;23(2), p. 463-470, <http://dx.doi.org/10.1177/039463201002300208>

Wei, Q. , Harada, K., Ohmori, S., Minamoto, K., Wei, C/, Ueda, A. (2006), *J Occup Health*, 2006 Nov; 48(6), p. 480-486.

Wilke, O., Wiegner, K., Jann, O., Brödner, D., Scheffer, H., (2012) Emissionsverhalten von Holz und Holzwerkstoffen, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungskennzahl 3707 62 301 UBA-FB 001580. Récupéré le 4 juin 2017 de : <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/emissionsverhalten-von-holz-holzwerkstoffen>

Wolkoff, P., Nielsen, GD, (2017), Effects by inhalation of abundant fragrances in indoor air – An overview, *Environment International* 101, p. 96–107, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.013>

Wolkoff, P., , Larsen, ST, Hammer, M., Kofoed-Sørensen, V., , Clausen, PA, Nielsen, GD, (2013), Human reference values for acute airway effects of five common ozone-initiated terpene reaction products in indoor air, *Toxicology Letters* 216, p.54– 64, <http://dx.doi.org/10.1016/j.toxlet.2012.11.008>

Wolkoff, P., (1998), Impact of air velocity, temperature, humidity, and air on long-term VOC emissions from building products, *Atmospheric Environment* Vol. 32, No. 14/15, p. 2659-2668.

Wolfe GW, Rodwin M, French JE, Parker GA (1987). Thirteen week subchronic toxicity study of crotonaldehyde (CA) in F344 rats and B6C3F1 mice. *Toxicologist* Abstr. No. 835., p.7:20.

Wu, Y., You, H., Ma, P., Li, L., Yuan, Y., Li, J., Ye, X., Liu, X., Yao, H., Chen, R., Lai, K., Yang, X., (2013), Role of Transient Receptor Potential Ion Channels and Evoked Levels of Neuropeptides in a Formaldehyde Induced Model of Asthma in Balb/c Mice, *PLOS ONE*, mai 2013, vol 8, n° 5, e62827. [www.plosone.org](http://www.plosone.org) .

## Réglementation en vigueur et en préparation

Allemagne (2002), *Musterbauordnung (MBO) der Bauministerkonferenz Konferenz der für Städtebau, Bau und Wohnungswesen zuständigen Minister und Senatoren der Länder (ARGEBAU)*, dernière version septembre 2012. Récupéré le 26 mai 2017 de <http://www.bauministerkonferenz.de/verzeichnis.aspx?id=991&o=75909860991>

AgBB - Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (2015), *Directives sur les procédures d'évaluation sanitaire des composés organique volatils émis par les produits de construction*  
Récupéré le 26 mai 2017 de : [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb\\_evaluation\\_scheme\\_2015.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb_evaluation_scheme_2015.pdf)

AgBB- Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (2012), *Directives sur les procédures d'évaluation sanitaire des composés organique volatils émis par les produits de construction*  
Récupéré le 28 mai 2017 de : [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb\\_evaluation\\_scheme\\_2012\\_3.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/355/dokumente/agbb_evaluation_scheme_2012_3.pdf)

Belgique (2014). *Arrêté royal du 8 mai 2014 établissant les niveaux seuils pour les émissions dans l'environnement intérieur de produits de construction pour certains usages prévus*, M.B., 18 août 2014, en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 2015.

Belgique (2014). *Arrêté royal du 22 mai fixant les exigences minimales pour les affichages environnementaux sur les produits de construction et pour l'enregistrement des déclarations environnementales de produits dans la base de données fédérale*, M.B., 14 juillet 2014, en vigueur, 1<sup>er</sup> janvier 2015.

Comité Européen de Normalisation (CEN). (2015). *Work item 00350023 - Additional Indicators for the declaration of environmental performance of construction products and for the assessment of the environmental performance of buildings* Draft Technical Report.

Comité Européen de Normalisation (CEN). (2013). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable — Déclarations environnementales des produits — Règles de catégorie de produits*. Bruxelles : l'auteur. EN 15804.

Commission européenne (2017), draft Commission delegated regulation(EU) .../...of XXX on the classification of performance of construction products in relation to their emissions of dangerous substances into indoor air (AG.005-02.6)

Commission européenne (2013). *Recommandation 2013/179/EU de la Commission du 9 avril 2013 relative à l'utilisation de méthodes communes pour mesurer et indiquer la performance environnementale des produits et des organisations sur l'ensemble du cycle de vie*, JOUE L 124, p1.

Communautés européennes (2010). *Règlement (CE) 66/2010 du Parlement Européen et du Conseil du 25 novembre 2009 établissant le label écologique de l'UE*, JOUE L 27 du 30 janvier 2010, p.1, en vigueur, 20 février 2010.

Communautés européennes (2008). *Règlement (CE) 1272/2008 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006*, JOUE L 353 du 31 décembre 2008.

Communautés européennes (2008). *Directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe*, JOUE L 152 du 11 juin 2008.

Communautés Européennes (2006). *Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement Européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques*, JOUE L 396 du 30 décembre 2006, p. 1, en vigueur, 1<sup>er</sup> juin 2007.

Eurofins (2017), Draft Lithuanian Regulation on VOC emissions. Récupéré le 26 mai 2017 de : <http://www.eurofins.com/consumer-product-testing/information/compliance-with-law/european-national-legislation/lithuanian-regulation-on-voc-emissions/>

Eurofins (2017), Draft Swedish Regulation on VOC emissions. Récupéré le 26 mai 2017 de : <http://www.eurofins.com/consumer-product-testing/information/compliance-with-law/european-national-legislation/swedish-regulation-on-voc-emissions/>

Gouvernement français (2011), *décret n°2011-321 du 23 mars 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtements de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils*, Journal Officiel de la République Française du 25 mars 2011, en vigueur le 1<sup>er</sup> janvier 2012. Récupéré le 26 mai 2017 de [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/joe\\_20110325\\_0016.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/joe_20110325_0016.pdf)

Gouvernement français (2011), *arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils*.

Gouvernement français (2009), *arrêté du 30 avril 2009 relatif aux conditions de mise sur le marché des produits de construction et de décoration contenant des substances cancérigènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction de catégorie 1 ou 2*, Journal Officiel de la République Française du 28 mai 2009.

Umwelt Bundesamt (2015) . *Committee for Health related Evaluation of Building Product (AgBB)*. Récupéré le 17 mai 2017 de <http://www.umweltbundesamt.de/en/topics/health/commissions-working-groups/committee-for-health-related-evaluation-of-building>

KEMI, Agence des produits chimique suédoise (2015), Produits chimiques nocifs dans les produits de construction, projet de réglementation nationale, rapport 8/15 à la demande du gouvernement. Récupéré le 26 mai 2017 de : <http://www.kemi.se/en/global/rapporter/2015/rapport-8-15-halsoskadliga-kemiska-amnen-i-byggprodukter.pdf>

KEMI, Agence des produits chimiques suédoise (2015), The Swedish chemicals agency proposes legislation regarding hazardous substances in construction products. Récupéré le 26 mai 2017 de : <http://www.kemi.se/en/news-from-the-swedish-chemicals-agency/2015/the-swedish-chemicals-agency-proposes-legislation-regarding-hazardous-substances-in-construction-products/>

Lithuanie, projet d'amendement de l'ordonnance N° V-895 du ministère de la santé du 4 décembre approuvant la norme lithuanienne d'hygiène HN 105:2014 « Produits de construction polymérique et ameublement en polymères. Récupéré le 26 mai 2017 de : <http://ec.europa.eu/growth/tools-databases/tris/en/search/?trisaction=search.detail&year=2014&num=530>

Région bruxelloise (2007), ordonnance relative à la performance énergétique et au climat intérieur des bâtiments (OPEB) du 7 juin 2007, *M.B.*, 11/07/2007.

Région flamande (2010), Besluit van de Vlaamse Regering houdende algemene bepalingen over het energiebeleid (aangehaald als : Energiebesluit), *M.B.*, 08/12/2010.

Région flamande (2009), Decreet houdende algemene bepalingen betreffende het energiebeleid (aangehaald als het Energiedecreet) du 8 mai 2009, *M.B.*, 07/07/2009.

Union européenne (2010), directive 2010/31/UE du Parlement européen et du Conseil du 19 mai 2010 sur la performance énergétique des bâtiments (refonte), *JOUE L153/13* du 18/06/2010.

Wallonie (2013), décret sur la performance énergétique des bâtiments du 28 novembre 2013, *M.B.*, 27/12/2013.

## Presse, conférences et séminaires

European Chemicals Agency (Echa), (2016), *Registration statistics*, Récupéré le 19 juillet 2016 de : <http://echa.europa.eu/fr/regulations/reach/registration/registration-statistics>

Kemikalien Forum (2015), *Reach up call*. Récupéré le 19 juillet 2016 de : <http://conferencemanager.events/REACHandBeyond/download-material.html>

Nies, A. (2015), *Reach and beyond : challenges and options for improvements, Session 2: Stakeholder Perspectives and Priority Issue Area Identification* , 19 octobre 2015, German Federal Ministry for the

Environment.Nature Conservation, Building and Nuclear Safety. Récupéré le 19 juillet 2016 de :  
[http://files.conferencemanager.dk/medialibrary/1b294b4a-1024-42c3-bece-9e60e15472c8/images/2\\_CA\\_DE\\_REACH\\_UP.pdf](http://files.conferencemanager.dk/medialibrary/1b294b4a-1024-42c3-bece-9e60e15472c8/images/2_CA_DE_REACH_UP.pdf)

## **Annexes**

## Annexe 1 : Facteurs d'évaluation utilisés pour la dérivation du DNEL

Tableau 39 : Facteurs d'évaluation par défaut <sup>43</sup>

Facteurs d'évaluation prenant en compte les différences		Valeur par défaut effets systémiques	Valeur par défaut effets locaux
Interspécifiques	-correction pour différences de taux métaboliques par poids corporel	EA	-
	-autres différences	2,5	1 <sup>f</sup> 2,5 <sup>g</sup>
Intraspécifiques	-travailleurs	5	5
	-population générale	10 <sup>c</sup>	10 <sup>e</sup>
Durée d'exposition des études (facteurs d'extrapolation)	- de subaigu à subchronique	3	3 <sup>h</sup>
	- de subchronique à chronique	2	2 <sup>h</sup>
	de subaigu à chronique	6	6 <sup>h</sup>
Dose-réponse	- problèmes liés à la fiabilité de la valeur dose-réponse incl. Extrapolation LOAEL-NOAEL et gravité des effets	1 <sup>d</sup>	1 <sup>d</sup>
Qualité de la base de donnée	- problèmes liés à l'exhaustivité et à la comparabilité des données disponibles	1 <sup>d</sup>	1 <sup>d</sup>
	- problèmes liés à la fiabilité des données alternatives	1 <sup>e</sup>	1 <sup>e</sup>

a EA = facteur d'Extrapolation allométrique (voir Tableau 7)

b Attention si point de départ est une étude d'inhalation ou nutritionnelle

c Pas toujours suffisant pour les enfants très jeunes ; voir texte pour déviation par rapport au facteur par défaut

d Se référer au texte pour les déviations par rapport au facteur par défaut

e Evaluation au cas par cas

f Pour effets cutanés, oculaire et appareil gastrointestinal (tube digestif) via destruction des membranes

g Pour effets cutanés, oculaire et appareil gastrointestinal (tube digestif) via métabolisme local ; pour effets sur appareil respiratoire

h Pour effets sur l'appareil respiratoire

Note : durée d'exposition des études : l'ajustement mentionné ici est différent de l'ajustement pour la durée de l'exposition pendant l'exposition à la durée d'exposition continue. On regarde ici la durée des études elles-mêmes.

<sup>43</sup> Source Table R.8.6 de la guidance REACH sur les informations nécessaires et l'évaluation de la sécurité chimique chapitre R.8 : caractérisation de la dose [concentration]-réponse pour la santé humaine

Etude aiguë : exposition de moins de 24 heures.

Etude subaiguë : exposition répétée entre 24 heures et 30 jours.

Etude subchronique : exposition répétée de plus d'un mois et jusqu'à 10% de l'espérance de vie des êtres humains ou 90 jours pour la plupart des animaux de laboratoire utilisés pour les tests.

Etude chronique : Exposition répétée supérieure à 10% de l'espérance de vie des humains ou 90 jours à 2 ans pour la plupart des animaux de laboratoire.

Un ajustement pour différences allométriques est nécessaire quand on se base sur des données par gavage (en l'absence d'étude par inhalation) pour calculer une dose maximum journalière par personne.

**Tableau 40: Extrapolation allométrique pour différentes espèces comparées avec l'être humain** <sup>a 44</sup>

Espèce	Poids corporel (kg)	Facteur EA <sup>b</sup>
rat	0,250	4
souris	0,03	7
hamster	0,11	5
cochon d'Inde	0,8	3
lapin	2	2,4
singe	4	2
chien	18	1,4

a En assumant un poids de 70 kg pour l'être humain

b Pas applicable si DNEL pour inhalation dérivé à partir d'une étude par inhalation sur animaux (plus d'info voir annexe R. 8-2 de la guidance Echa : [https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information\\_requirements\\_r8\\_en.pdf/e153243a-03f0-44c5-8808-88af66223258](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r8_en.pdf/e153243a-03f0-44c5-8808-88af66223258))

Cette dose maximum journalière est ensuite convertie en valeur d'immission en se basant sur un volume standard d'air inhalé par personne de 20 m<sup>3</sup>/jour.

<sup>44</sup> Source : Table R.8-3 de la guidance REACH sur les informations nécessaires et l'évaluation de la sécurité chimique chapitre R.8 : caractérisation de la dose [concentration]-réponse pour la santé humaine

## **Annexe 2 : Occurrence de COVs dans l'air intérieur et sélection substances et matériaux pour étude de cas**

Substance/famille	CAS	Score de pertinence	Sources principales d'émission (air extérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur, matériaux de construction)	Emission "chronique" depuis produits de construction	classification (inhalation)	Autres effets littérature	valeurs typiques air intérieur	valeurs limites d'exposition
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>										
Benzène	71-43-2	4	oui trafic (combustion incomplète essence moteurs) (13, 15, 31), essence (Echa info card)	Sources principales : tabagisme (11, 15, 18), brûlage d'encens (15). Autre sources : solvants dans détergents, poêle à pétrole (13 et 18), solvants dans sprays cosmétiques et produits d'entretien voiture (13), biocides dans produits nettoyage (Echa info card)	Thinner, peintures et vernis non acrylique : souvent mineur (15 et s18). Adhésif ou peinture installation meubles? (12)	non	Cancérogène 1A, mutagène 1B		de 2(8) à 4 (18) à 15 (15) µg/m³ en moyenne, mais valeurs jusqu'à 109 µg/m³ observées (s15). Installation meuble, peinture ou adhésif 255 µg/m³ (12)	6 E-6 cas pour 1 µg/m³; EU-CLI 1 µg/m³
Toluène (méthylbenzène)	108-88-3	7	Trafic (15, 19,31) mais inférieur aux sources intérieures (18)	Sources principales : détergents. Tabagisme en Europe du sud. (13, 15, 19)	Peut aussi être retrouvé dans peinture, adhésifs,(12, 13, 14, 15, 18, 22, Echa infocard) bitumes (22), aérosols, solvant, pour thinner, vernis (13, 18, 20) ainsi que tapis (8, 15, 16)	Non pour peintures et vernis; oui pour tapis	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, hautement inflammable, peut créer des dommages pour les enfants à naître, peut occasionner des dommages aux organes par exposition continue ou répétée et des vertiges	Rhinite (2, 3), oppression respiratoire nocturne (27)	Moyennes de 10 à 26 µg/m³, mais peut atteindre 358 µg/m³ quand tabagisme et détergents combinés. Colles ou peinture responsables jusqu'à 664 g/m³ pendant phase d'installation (12) Tapis responsables jusqu'à 16 µg/m³ (16)	EU LCI 2900 µg/m³, 260 µg/m³ en BE
Xylène (diméthylbenzène)	1330-20-7	7	Trafic (19), rejet industriels solvants, peintures industrielles (13)	Sources principale air intérieur : produits de nettoyage (13, 19, 20, 22), graisses et lubrifiants, biocides (Echa info card), produits de construction	Peintures, bois peints (meubles, portes etc.), parquets et tapis (8, 14, 22), cires pour bois (Echa infocard)	En partie pour bois peints/cirés; potentiellement des tapis	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, hautement inflammable, peut occasionner des dommages aux organes par exposition continue ou répétée, peut occasionner une irritation respiratoire	Rhinite (2, 3), oppression respiratoire nocturne/perde de souffle (27)	En général moins de 10 µg/m³ mais valeurs jusqu'à 243 µg/m³ observées (8, 14, 15)	EU LCI 500 µg/m³, dans dossier CORAP DE mentionne suspicion que la substance soit toxique pour la reproduction, un neurotoxique développemental et sensibilisant respiratoire
1,2,4-triméthylbenzène	95-63-6	6	Source principale : Trafic (5, 19,31)	Désodorisant (14), tabagisme (20)	Tapis latex sbr (5, 16, 23, 24), Lazure pour bois (8), adhésifs, putty, cires (Echa infocard)	Potentiellement pour tapis	Dangereux si respiré et peut causer un sensibilisation respiratoire, Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires	Asthme (3)	En général moins de 10 µg/m³ mais valeurs jusqu'à 190 µg/m³ observées (5, 7, 8). Emissions maximales triméthylbenzène mesurées dans tapis 10 µg/m³/h (23)	EU LCI 450 µg/m³
Styrène (vinylbenzène)	100-42-5	5			Vernis, putty, peintures, plâtres, polymères styréniques (Echa infocard, 15), caoutchouc SBR pour base tapis (15)	Non surtout peintures et vernis. Caoutchouc SBR pour base tapis	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, hautement inflammable, peut occasionner des dommages aux organes par exposition continue ou répétée, peut occasionner une irritation respiratoire, suspecté d'engendrer des dommages chez l'enfant à naître		Concentrations maximales mesuré 5 µg/m³ (15). Emissions de tapis SBR basses : de 5,6 µg/m³ après 48 heures (sans changement d'air) à une température de 23°C et 5,6 µg/m³ à une température de 40°C. (23)	EU LCI 250 µg/m³
Naphtalène	91-20-3	4		Boules antimites (15)			Suspecté de causer le cancer	Diminution de la fonction pulmonaire (30)		EU LCI 10 µg/m³ et LCI BE 5 µg/m³

Substance/famille	CAS	Score de pertinence	Sources principales d'émission (air extérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur, matériaux de construction)	Emission "chronique" depuis produits de construction	classification (inhalation)	Autres effets littérature	valeurs typiques air intérieur	valeurs limites d'exposition
Aldéhydes										
Formaldéhyde	50-00-0	10	Gaz d'échappement (17)	Combustion : cheminée, cuisinières, tabac, produits d'entretien (2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15, 17, Echa infocard)	Panneau à base de bois aggloméré ou collé, mousses isolantes PU, peintures acryliques (2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 14, 15, 17, 29, Echa infocard)	Oui, tout produit de construction à base de bois aggloméré, contreplaqué tel que sol, panneaux	Cancérogène, génotoxique, irritation voies respiratoires,	Rhinite, asthme (31), œdème pulmonaires et pneumonies, oppression respiratoire et nocturne (27), allergies (17,29)	Typique de 5 à 50 µg/m³ (6, 9, 10, 15) mais des valeurs très élevées peuvent être observées dans l'air intérieur (220 µg/m³ cité 7 Japon, 91,4 µg/m³ en Espagne 8, 467 µg/m³ cité dans 14 Hong Kong). A Bruxelles en 6 ans le CRIPI n'a cependant repéré que 4 logements excèdent la dose de 100 µg/m³, par contre 71% des logements analysés dépassaient 10 µg/m³.	DE NIK, EU-LCI, OMS 100 µg/m³. En FR LCI 10 µg/m³
Acétaldéhyde	75-07-0	7		Associé seulement significativement au tabagisme (1), associé à présence de buveurs d'alcool dans pièce (7), poêle à bois (10)	en association avec formaldéhyde (produit de décomposition après réaction O3) (15), prendre en compte si on étudie produits contenant formaldéhyde	Oui	Suspecté d'occasionner le cancer. Peut causer des irritations respiratoires		Moyennes inférieures à 25 µg/m³ (7, 8, 10, 16) avec maxima jusqu'à 46 (µg/m³) (8, 10)	EU LCI 1200 µg/m³ et LCI BE 100 µg/m³, 2,3 cas par million à exposition de 1 µg/m³ (s15)
Hexaldéhyde (hexanal)	66-25-1	8			Matériaux de construction en bois, peintures (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Matériaux de construction en bois, (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Cause une irritation grave des yeux (H319)	Irritation fosses nasales?, Effets cytotoxiques (28)	76 à 856 µg/m³ pendant période avant occupation, puis 14 à 93 µg/m³ (9)	EU LCI 900 µg/m³
Furfural	98-01-1	9			Matériaux en bois (30)	Matériaux en bois (30)	Potentiellement cancérigène (H351), irritant potentiel respiratoire (H335)	Diminution de la fonction pulmonaire (30)	1,9 µg/m³ (30)	NIK AgBB 20 µg/m³
Octanal	124-13-00	6			Matériaux en bois (30)	Matériaux en bois (30)	Irritant cutané (H315), cause une irritation grave des yeux (H319)	Diminution de la fonction pulmonaire (30)	1,4 µg/m³ (30)	EU-LCI 900 µg/m³
Nonanal	124-19-6	6			Matériaux en bois (30)	Matériaux en bois (30)	Pas de classification	Diminution de la fonction pulmonaire (30)	2,33 µg/m³ (30)	EU-LCI 900 µg/m³
Décanal	112-31-2	6			Tapis	Tapis	Cause une irritation grave des yeux (H319)	Diminution de la fonction pulmonaire (30)	max 0,93 µg/m³	EU-LCI 900 µg/m³
Heptéanal	2463-63-0	7			Matériaux de construction en bois, peintures (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Matériaux de construction en bois, peintures (produits de réaction, décomposition du formaldéhyde)	Irritant cutané (H315)	Effets mutagènes? (28) et cancérigènes? (screening Echa annexe III)	4600 µg/m³ β, Non détecté j 28	EU-LCI 7 µg/m³
2-octéanal	2548-87-0	8			Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Pas de classification	Cancérogène potentiel (screening Echa annexe III), irritant? (29)	150 µg/m³	EU-LCI 7 µg/m³
2-décéanal	3913-71-1	8			Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Hêtre collé, laque nitrocellulose (29)	Pas de classification	Cancérogène potentiel (screening Echa annexe III), irritant? (29)	150 µg/m³	EU-LCI 7 µg/m³

Substance/famille	CAS	Score de pertinence	Sources principales d'émission (air extérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur)	Sources principales d'émission (air intérieur, matériaux de construction)	Emission "chronique" depuis produits de construction	classification (inhalation)	Autres effets littérature	valeurs typiques air intérieur	valeurs limites d'exposition
Terpènes										
D-3- carène	13466-78-9	10	sources biogéniques (bois)	Détergents, parfums d'intérieur (5, 25), souvent en association avec essences bois : meubles, parquets... (prendre en compte) (24, 25, 26)	Souvent en association avec essences bois (prendre en compte)	Produits en bois (sols, ossature, murs) (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 25, 26) cas récents d'allergie dans maisons bois (CRIPI 2016)	Irritant peau, peut causer allergies cutanées	Oppression respiratoire nocturne, perte de souffle, hyperréactivité bronchique, asthme? (27)	Souvent bas (s24) mais peut atteindre niveaux très élevés (25) jusqu'à 2200 µg/m³ quand combinaison avec meubles (26)	EU LCI 1500 µg/m³, mais limite Long terme AT 150 µg/m³ pour la somme des terpènes
α-pinène	80-56-8	10	sources biogéniques (bois)	Bois (conifères) et HDF sols et meubles (s6, s7, s8, s9, s10, s11, s12, s14, s15, s25, s26), peinture aérosols, diluant, solvant imperméable (s15), détergent et parfums d'ambiance (s18, s25), détergents (30)	Bois (sols, ossatures, murs...), peinture	produits en bois (sols, ossature, murs) (6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 25, 26) cas récents d'allergie dans maisons bois (CRIPI 2016)	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, occasionne irritation peau et peut occasionner allergies	Palpitations, désordres nerveux, bronchite, néphrite, irritant et sensibilisant respiratoire	Extrêmement variable. Si généralement bas (moins de 100 µg/m³) (6, 8, 9, 10, 14, 15, 24, 25) des valeurs très élevées peuvent être observées (jusqu'à 6000 µg/m³) peu après l'installation de meubles en combinaison avec produits de construction. Dépend aussi de la phase de construction (10, 11, 12, 15, 25, 26)	EU LCI 1500 µg/m³, mais limite Long terme AT 150 µg/m³ pour la somme des terpènes
D-Limonène	5989-27-5	7		Détergent et parfums d'ambiance, (18, 25), ameublement (25, 26 cire?), mais aussi essences bois?	Essences bois spécifiques? Agrumes.	Essence bois spécifique? Agrumes, hêtre (29)	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires, occasionne irritation peau et peut occasionner allergies	Aussi sensibilisant respiratoire? (18), oppression respiratoire nocturne, perte de souffle, hyperactivité bronchique (30)	En général moins de 30 µg/m³ (8, 15, 24, 26) mais peuvent atteindre valeurs plus élevées (15, 25, 26) jusqu'à 800 µg/m³ dans certaines conditions	EU LCI 5000 µg/m³, mais limite Long terme AT 150 µg/m³ pour la somme des terpènes
Autres										
n-decane	124-18-5	4		Produits d'entretien, parfums d'intérieur (5, 8, 14, Echa infocard), solvants, peinture (Echa infocard)	Sols peints (5)	Sols peints? (5)	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires	Perte de souffle personnes âgées (2)	Généralement moins de 25 µg/m³ (5, 7, 8, 10) mais peut atteindre 192 µg/m³ (9)	Pas attribué. Pas d'études disponibles permettent de définir une valeur limite (Echa, dossier d'enregistrement). Pas de valeur LCI attribuée
n-undecane	1120-21-4	4	Essence	Fragrances, parfums d'ambiance (Echa infocard)	Sols et murs? (5)	Sols et murs (5)	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires	Asthme (3)	Moins de 27 µg/m³ pendant occupation bâtiment (9) mais peut atteindre 127 µg/m³ (9)	Pas attribué. Pas d'études disponibles permettent de définir une valeur limite (Echa, dossier d'enregistrement). Pas de valeur LCI attribuée
Hydrocarbure chlorés										
tetrachloréthylène	127-18-4	4		Détergents (18)			cancérogène suspecté			LCI FR : 35 µg/m³
trichloroéthylène	79-01-6	4		Dans le passé : détergents (18), interdite dans produits pour grand public (liste candidate REACH et soumise à autorisation)			Cancérogène, peut causer des dommages génétique, irritant, vertiges	(2, 3) rhinite, perte de souffle personnes âgées		
dichlorobenzène	95-50-1	3		Détergents, désodorisants (7, 21)			Dangereux si inhalé, peut occasionner irritation respiratoire			

**Tableau 41 : Références utilisée pour l'étude d'occurrence des COVS et la sélection des substances/matériaux pour l'étude de cas**

(1) Langer et al 2016, (2) Bentayeb et al 2013, (3) Billionet et al 2011, (4) Schlink et al 2016, (5) Bari et al 2015, (6) Poppendieck et al 2015, (7) Uchiyama et al 2015, (8) Villanueva et al 2015, (9) Derbez et al 2014 a, (10) Derbez et al 2014 b, (11) Liang et al 2014 a, (12) Liang et al 2014 b, (13) Blavier et al 2013, (14) Guo et al 2011, (15) Sarigiannis et al 2011, (16) Shinoara et al 2009, (17) Sachot et al 2008, (18) Bouland et al 2007, (19) Muezzinoglu et al 2001, (20) Edwards et al 2001, (21) Namiesnik et al 1994, (22) Brown et al 1990, (23) Sollinger et al 1994, (24) Schmidt et al 2015, (25) Król et al 2014, (26) Marc et al 2014, (27) Norback et al 1995, (28) Mersch-Sundermann 2010, (29) Jensen et al 2001, (30) Cakmak et al 2014, (31) Takeda et al 2009, (32) Jia et al 2008

## **Annexe 3 : Inventaire des émissions du pin massif par substance**

Tableau 42 : Inventaire des émissions du pin massif par substance

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>												
							Emission (µg/m <sup>2</sup> h)					
o-cumène	527-84-4	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	31	33	23	19		
o-cumène	527-84-4	moyenne					31	33	23	19		
o-cumène	527-84-4	écart type					0	0	0	0		
<b>Terpènes</b>												
α-pinène	80-56-8	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	890	710	640	410		
α-pinène	80-56-8	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié	Directions for the determination and evaluation of the emissions from building products. DS/INF 90, 1994-03-22, Danish Standard Association		4000	2500	2700		cœur SE
α-pinène	80-56-8	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié	DS/INF90		9500	8500	5000		cœur FI
α-pinène	80-56-8	résultat test	Risholm-Sundman et al 1998	Pine plank Sweden	éprouvette	COV-FLEC-tenax	3537,2					
α-pinène	80-56-8	résultat test	Rofael et al. 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	924	693				cœur
α-pinène	80-56-8	résultat test	Rofael 2006		1m <sup>3</sup>	EN 717-1	646					j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
α-pinène	80-56-8	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			8339		52	valeur 1 mois de séchage
α-pinène	80-56-8	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			2778			valeur 1 mois de séchage
α-pinène	80-56-8	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkemholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			4372			valeur 1 mois de séchage
α-pinène	80-56-8	moyenne					1499	3726	4522	2703	52	
α-pinène	80-56-8	écart type					1181	3595	2961	1874		

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
β-pinène	127-91-3	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	29	22	23	17		
β-pinène	127-91-3	résultat test	Rofael et al 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	21	13				mesure j 3 en fait 48h
β-pinène	127-91-3	résultat test	Rofael 2006		1m³	EN 717-1	8					j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
β-pinène	127-91-3	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			23			valeur 1 mois de séchage
β-pinène	127-91-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			10			valeur 1 mois de séchage
β-pinène	127-91-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			16			valeur 1 mois de séchage
β-pinène	127-91-3	moyenne					19	18	18	17		
β-pinène	127-91-3	écart type					7	4	5	0		
3-carène	13466-78-9	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	680	560	540	340		
3-carène	13466-78-9	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié	Directions for the determination and evaluation of the emissions from building products. DS/INF 90, 1994-03-22, Danish Standard Association		1200	750	1200		
3-carène	13466-78-9	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié	DS/INF90		500	375	500		
3-carène	13466-78-9	résultat test	Rofael et al. 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	711	512				cœur
3-carène	13466-78-9	résultat test	Rofael 2006		1m³	EN 717-1	358					j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
3-carène	13466-78-9	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			1801		17	valeur 1 mois de séchage
3-carène	13466-78-9	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			619			valeur 1 mois de séchage
3-carène	13466-78-9	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			849			
3-carène	13466-78-9	moyenne					583	693	822	680		
3-carène	13466-78-9	écart type					160	294	463	373		
β-phellandrène	555-10-2	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	31	23	26	11		
β-phellandrène	555-10-2	moyenne					31	23	26	11		
β-phellandrène	555-10-2	écart type					0	0	0	0		

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
Myrcène	123-3-3	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	31	23	26	11		j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
Myrcène	123-3-3	résultat test	Rofael et al. 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	47	26				
Myrcène	123-3-3	résultat test	Rofael 2006		1m³	EN 717-1	10					
Myrcène	123-3-3	moyenne					29	25	26	11		
Myrcène	123-3-3	écart type					15	2	0	0		
Limonène	138-86-3	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	28	25	26	13		
Limonène	138-86-3	résultat test	Rofael et al 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	45	25				mesure j 3 en fait 48h
Limonène	138-86-3	résultat test	Rofael 2006		1m³	EN 717-1	12					j1 = valeur à 14j après coupe (séchage à l'air)
Limonène	138-86-3	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			99			valeur 1 mois de séchage
Limonène	138-86-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			39			valeur 1 mois de séchage
Limonène	138-86-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			49			valeur 1 mois de séchage
Limonène	138-86-3	moyenne					28	25	53	13		
Limonène	138-86-3	écart type					13	0	28	0		
Camphène	79-92-5	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	20	14	18	9		
Camphène	79-92-5	résultat test	Rofael et al 2015	"Untreated" heartwood strand	23l	ISO 16000-6:2012 et ISO 16000-9:2008	16	9				
Camphène	79-92-5	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			102			valeur 1 mois de séchage
Camphène	79-92-5	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			34			valeur 1 mois de séchage
Camphène	79-92-5	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			48			valeur 1 mois de séchage
Camphène	79-92-5	moyenne					18	12	51	9		
Camphène	79-92-5	écart type					2	3	32	0		

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
<b>Alcools aliphatiques</b>												
1-pentanol	71-41-0	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	7	4	7	12		
1-pentanol	71-41-0	moyenne					7	4	7	12		
1-pentanol	71-41-0	écart type					0	0	0	0		
<b>Aldéhydes</b>												
Formaldéhyde	50-00-0	résultat test	Meyer et al. 1997	1m <sup>3</sup>			4,00	4,00	4,00	5,00		
Formaldéhyde	50-00-0	résultat test	Böhm et al. 2004		EN717-1	23°C	5,00	4,00	4,00	4,00		
Formaldéhyde	50-00-0	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11				0,00	7,00	valeur 1 mois de séchage
Formaldéhyde	50-00-0	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11				2,00		valeur 1 mois de séchage
Formaldéhyde	50-00-0	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11				1,00		valeur 1 mois de séchage
Formaldéhyde	50-00-0	moyenne					4,50	4,00	4,00	2,40	7,00	
Formaldéhyde	50-00-0	écart type					0,50	0,00	0,00	1,85	0,00	
Acétaldéhyde	75-07-0	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié	Directions for the determination and evaluation of the emissions from building products. DS/INF 90, 1994-03-22, Danish Standard Association		30,00	10,00	1,00		
Acétaldéhyde	75-07-0	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié	DS/INF90		70,00	10,00	1,00		
Acétaldéhyde	75-07-0	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			4,00		1,00	valeur 1 mois de séchage
Acétaldéhyde	75-07-0	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			2,00			valeur 1 mois de séchage
Acétaldéhyde	75-07-0	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			3,00			valeur 1 mois de séchage
Acétaldéhyde	75-07-0	moyenne						50,00	5,80	1,00	1,00	
Acétaldéhyde	75-07-0	écart type						20,00	3,49	0,00	0,00	

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
Propanal	123-38-6	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié			1,00	1,00	1,00		
Propanal	123-38-6	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié			1,00	1,00	1,00		
Propanal	123-38-6	moyenne						1,00	1,00	1,00		
Propanal	123-38-6	écart type						0,00	0,00	0,00		
Furfural	98-01-1	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	1,00	1,00	1,00	1,00		
Furfural	98-01-1	moyenne					1,00	1,00	1,00	1,00		
Furfural	98-01-1	écart type					0,00	0,00	0,00	0,00		
Pentanal	110-62-3	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			0,00		13,00	valeur 1 mois de séchage
Pentanal	110-62-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			3,00			valeur 1 mois de séchage
Pentanal	110-62-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			3,00			valeur 1 mois de séchage
Pentanal	110-62-3	moyenne							2,00		13,00	
Pentanal	110-62-3	écart type							1,41		0,00	
Hexanal	66-25-1	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	37,00	22,00	29,00	34,00		
Hexanal	66-25-1	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine, heartwood, south Sweden	pas spécifié			450,00	125,00	75,00		
Hexanal	66-25-1	résultat test	Jensen et al. 2001	Pine heartwood, north Finland	pas spécifié			100,00	75,00	30,00		
Hexanal	66-25-1	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			6,00		173,00	valeur 1 mois de séchage
Hexanal	66-25-1	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			12,00			valeur 1 mois de séchage
Hexanal	66-25-1	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6,16000-9,16000-10,16000-11			9,00			valeur 1 mois de séchage
Hexanal	66-25-1	moyenne					37,00	190,67	42,67	46,33	173,00	
Hexanal	66-25-1	écart type					0,00	186,12	43,65	20,34	0,00	

Substance	CAS	Valeur	Réf étude	Réf échantillon	type chambre	Méthode	1jour	3 jours	10 jours	28 jours	13 mois	Remarques
Hepténal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			0,00		3,00	valeur 1 mois de séchage
Hepténal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			1,00			valeur 1 mois de séchage
Hepténal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			0,00			valeur 1 mois de séchage
Hepténal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	moyenne							0,33			
Hepténal	2463-63-0 / 18829-55-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	écart type							0,47			
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			2,00			valeur 1 mois de séchage
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			3,00			valeur 1 mois de séchage
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			3,00			valeur 1 mois de séchage
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	moyenne							2,67			
Nonénal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	écart type							0,47			
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	résultat test	Wilke et al. 2012	KernHolz Stammabschnitt 1 (08-3887 et 08-3890)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			1,00			valeur 1 mois de séchage
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholl, Stammabschnitt 4 (08-3888)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			0,00			valeur 1 mois de séchage
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	résultat test	Wilke et al. 2012	Kieferkernholz, Stammabschnitt 7 (08-3889)	24l	ISO- 16000-3,16000-6, 16000-9,16000-10,16000-11			1,00			valeur 1 mois de séchage
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	moyenne							0,67			
2-undécénal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	écart type							0,47			
<b>Acides</b>												
Acide acétique	64-19-7	résultat test	Hyttinen et al. 2010	Air dried Scots pine sample	120l	ISO 16000-9	1,00	5,00	10,00	3,00		
Acide acétique	64-19-7						1,00	5,00	10,00	3,00		
Acide acétique	64-19-7						0,00	0,00	0,00	0,00		

## Annexe 4 : Profils d'émission depuis le pin massif calculés par substance

Tableau 43 : Profils d'émission depuis le pin massif calculés par substance

Substance	Emission	Emissions (µg/m³h)														Emission moyenne 75 ans (µg/m³h)
		j1	j10	j28	2 mois	3 mois	4mois	5 mois	6mois	1 an	3ans	5 ans	10ans	20 ans	25 ans	
		24 h	240h	672h	1.440 h	2.160 h	2880 h	3.600 h	4.380 h	8.760 h	26.280 h	43.800 h	87.600 h	175.200 h	219.000 h	
o-cumène	moyenne (min et max)	31,00	27,00	19,00						16,09	11,53	8,27	3,60	0,68	0,00	4,73
o-cumène	2 mois séchage	19,00		18,49						15,88	11,39	8,16	3,55	0,67	0,00	4,65
α-pinène	Emission max (95 percentile)	10.772,86	10.325,68	6.376,10	3.188,05	1.594,03	797,01	398,51	199,25	65,00	46,60	33,40	14,53	2,75	1,20	75,16
α-pinène	Emission moyenne	3.725,75	4.521,50	2.703,33	1.351,67	675,83	337,92	168,96	57,05	52,49	37,63	26,98	11,74	2,22	0,97	39,13
α-pinène	Emission min	710,00	640,00	410,00	205,00	102,50	51,25	25,63	23,58	21,70	15,55	11,15	4,85	0,92	0,40	9,73
α-pinène	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	2.000,00	1.625,00	1.250,00	625,00	312,50	156,25	78,13	57,05	52,49	37,63	26,98	11,74	2,22	0,97	25,38
α-pinène	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	2.000,00	1.250,00	500,00	250,00	125,00	62,50	57,90	57,05	52,49	37,63	26,98	11,74	2,22	0,97	20,54
α-pinène	Emission 2 mois séchage	6.376,10	4.782,08	3.188,05	1.594,03	797,01	398,51	199,25	57,05	52,49	37,63	26,98	11,74	2,22	0,97	44,22
β-pinène	moyenne			17,00	8,50	4,25	2,13	1,06	0,98	0,90	0,64	0,46	0,20	0,04	0,02	0,38
Delta 3-carène	Emission max (95 percentile)			1.411,97	705,98	352,99	176,50	88,25	18,40	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	15,88
Delta 3-carène	Emission moyenne			694,58	347,29	173,65	86,82	43,41	18,40	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	10,17
Delta 3-carène	Emission min			340,00	170,00	85,00	42,50	21,25	18,40	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	7,34
Delta 3-carène	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)			1.250,00	625,00	312,50	156,25	78,13	18,40	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	14,59
Delta 3-carène	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)			500,00	250,00	125,00	62,50	31,25	18,40	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	8,62
Delta 3-carène	Emission 2 mois séchage			705,98	352,99	176,50	88,25	18,40	18,19	16,93	12,14	8,70	3,79	0,72	0,31	11,55
Beta -Phellandrène	Emission moyenne			21,00	10,50	5,25	2,63	1,31	1,21	1,11	0,80	0,57	0,25	0,05	0,02	0,47
d-limonène	Emission moyenne			20,67	10,33	5,17	2,58	1,29	1,19	1,09	0,78	0,56	0,24	0,05	0,02	0,46
myrcène	Emission moyenne			20,17	10,08	5,04	2,52	1,26	1,16	0,98	0,60	0,26	0,05	0,00	0,00	0,32
camphène	Emission moyenne			13,50	6,75	3,38	1,69	0,84	0,78	0,66	0,40	0,17	0,03	0,00	0,00	0,22
pentanol	Emission moyenne			9,50	9,24	8,87	8,40	7,84	7,22	6,11	3,71	1,61	0,31	0,01	0,00	1,17
formaldéhyde	Emission max (95 percentile)			6,04	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,81
formaldéhyde	Emission moyenne			2,40	2,98	3,55	3,13	3,92	4,70	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,71
formaldéhyde	Emission min			0,00	0,88	1,75	2,33	2,92	3,50	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,67
formaldéhyde	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)			6,04	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,81
formaldéhyde	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)			6,04	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,81
formaldéhyde	Emission 2 mois séchage			7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	4,25	3,05	1,33	0,25	0,11	1,79
formaldéhyde	"Limite max AR BE"			125,00	121,63	119,97	118,34	116,74	115,02	105,83	75,87	54,39	23,66	4,48	1,95	31,36
formaldéhyde	"Limite max AgBB"			50,00	48,65	47,99	47,34	46,69	46,01	42,33	30,35	21,75	9,47	1,79	0,78	24,86
acétaldéhyde	Emission moyenne	50,00	27,90	3,40						1,00	0,61	0,44	0,19	0,04	0,02	0,37
propanal	Emission moyenne	1,00	1,00	1,00						0,85	0,61	0,44	0,19	0,04	0,02	0,25
furfural	Emission moyenne	1,00	1,00	1,00						0,85	0,61	0,44	0,19	0,04	0,02	0,25
pentanal	Emission max (95 percentile)	4,77	4,77	4,77						13,00	7,89	5,66	2,46	0,47	0,20	3,18
pentanal	Emission moyenne	2,00	2,00	2,00						13,00	7,89	5,66	2,46	0,47	0,20	3,12
pentanal	Emission min	0,00	0,00	0,00						13,00	7,89	5,66	2,46	0,47	0,20	3,08
pentanal	Emission 2 mois séchage	2,00		2,92						10,87	7,79	5,58	2,43	0,46	0,20	3,18
hexanal	Emission max (95 percentile)	37,00	128,21	86,19						173,00	105,00	75,27	32,75	6,20	2,70	42,90
hexanal	Emission moyenne	37,00	90,11	46,33						173,00	105,00	75,27	32,75	6,20	2,70	42,05
hexanal	Emission min	34,00	22,00	34,00						173,00	105,00	75,27	32,75	6,20	2,70	41,72
hexanal	Emission 2 mois séchage	46,33		168,64						144,62	103,67	74,32	32,33	6,12	2,66	42,61
hepténal	Emission max (95 percentile)	1,26	1,26	1,26						3,00	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,74
hepténal	Emission moyenne	0,33	0,33	0,33						3,00	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,72
hepténal	Emission min	0,00	0,00	0,00						3,00	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,71
hepténal	Emission 2 mois séchage			1,42						2,51	1,80	1,29	0,56	0,11	0,05	0,73
hepténal	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	1,26	1,26	1,26						3,00	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,74
hepténal	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	1,26	1,26	1,26						3,00	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,74
nonénal	Emission max (95 percentile)	3,59	3,59	3,59						3,04	2,18	1,56	0,68	0,13	0,06	0,90
nonénal	Emission moyenne	2,67	2,67	2,67						2,26	1,62	1,16	0,50	0,10	0,04	0,70
nonénal	Emission min	2,00	2,00	2,00						1,69	1,21	0,87	0,38	0,07	0,03	0,50
nonénal	Emission 2 mois séchage			3,50						3,00	2,15	1,54	0,67	0,13	0,06	0,89
undécénal	Emission max (95 percentile)	1,59	1,59	1,59						1,35	0,97	0,69	0,30	0,06	0,02	0,39
undécénal	Emission moyenne	0,67	0,67	0,67						0,56	0,40	0,29	0,13	0,02	0,01	0,17
undécénal	Emission 2 mois séchage			1,55						1,31	0,94	0,67	0,29	0,06	0,02	0,39
acide acétique	Emission moyenne	1,00	5,50	6,50						2,54	1,82	1,31	0,57	0,11	0,05	0,82

## Annexe 5 : Profil toxicologique des principales substances émises par le bois de pin : discussion détaillée

### 1. Toxicité des monoterpènes

La famille de composés organiques volatils émis en plus grande quantité par les produits en pin sont les monoterpènes. Ceux-ci comprennent l'alpha pinène et le delta 3 carène. Ces produits sont communément utilisés comme fragrances notamment dans les produits d'entretien et ont été suspectés de causer des allergies et des affections respiratoires.

#### *Irritants cutanés*

Tous 2 sont classifiés comme irritants cutanés et comme pouvant occasionner des allergies cutanées (classification GHS et dossiers d'enregistrement : Echa (2017a) et Echa (2017b), les références des études soutenant la classification ne sont pas citées). A noter que toutes les études ne concluent pas nécessairement à classer ces monoterpènes comme sensibilisants cutanés : ainsi Friedrich et al. (2007) concluent suite à un test PLNA (polytelial lymph node assay) sur des souris que « bien que le pinène et le limonène aient clairement été identifiés comme irritants, ils ne pouvaient être considérés comme sensibilisants. Un test LLNA (Local Lymph node Assay) par Wei et al. (2010) classe la réaction sensibilisante du limonène comme modérée, du phélandrène comme extrême et de l'alpha-pinène comme négative bien qu'il mentionne qu'une sensibilisation faible ait été trouvée par des tests GMPT antérieurs. L'oxyde de limonène est classifié comme sensibilisant extrême (Wei et al. 2006 et 2010).

#### *Inhalation : effets aigus*

Pour les effets de l'inhalation, de nombreuses études à court terme ont été réalisées soit basées sur l'exposition de travailleurs aux monoterpènes et à la sciure de bois dans une scierie de bois de pin (Erikson et al. 1996) ou des travailleurs exposés à la térébenthine [qui est un mélange de monoterpènes surtout de l'alpha-pinène (approx. 60%) et du 3 carène (variable, jusqu'à 40%) à l'origine extraite et distillée à partir du pin mais qui peut aussi être synthétisée] (p.ex. Falk Filipson 1996). Ces études n'observaient pas d'effet sur le fonctionnement pulmonaire même à des niveaux de 450 mg/m<sup>3</sup> (Falk Filipson 1996 exposition térébenthine et 3 carène), mais une certaine irritation des yeux et des muqueuses à des expositions entre 61 et 138 mg/m<sup>3</sup> (Rosenberg et al. 2002), et une potentielle légère hypersensibilité des bronches à des niveaux de l'ordre de 33 à 77 mg/m<sup>3</sup> potentiellement occasionnée par un mécanisme inflammatoire, mais vu les sources d'exposition multiples des travailleurs (Erikson et al. 1996) un lien de causalité univoque n'a pu être établi. Ces études indiquaient aussi que ces substances étant fortement lipophiles,\* elles avaient tendance à se fixer dans les tissus adipeux et une excrétion relativement lente des métabolites tel le verbénol \*(plus de 2 jours). On citera aussi une étude humaine plus ancienne (Falk 1990) qui conclut à des effets d'irritation sensorielle (associé à irritation des yeux, inflammation nasale, rhinite, mal de gorge) pour des humains exposés à des vapeurs d'alpha pinène à un niveau de 450 mg/m<sup>3</sup>.

Des études ciblées sur les souris indiquent des effets irritants persistants aigus des vapeurs d'alpha-pinène à des niveaux de 350 mg/m<sup>3</sup> (70 ppm) (LOAEL) (Nielsen et al 2005).

Wolkoff et al. (2017) dérivent les niveaux d'exposition seuils suivants :  $\alpha$ -pinène : de 14,000 à 45,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; 3-carène de 9500 à 90,000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; selon que le point de départ pour la dérivation du niveau sans effet est le NOAEL dérivé à partir d'études sur les souris (valeur la plus basse) ou le LOAEL basé sur des études d'exposition sur les humains. Pour plus de détails sur la dérivation des niveaux seuil voir Trantallidi et al. (2015).

A noter, qu'un mécanisme qui pourrait expliquer cette irritation sensorielle serait l'effet non pas des substances elles-mêmes mais d'un ou plusieurs produits de réaction avec l'ozone/d'oxydation (Rohr et al. 2002, Wolkoff et al. 2013), notamment le 4-oxopentanal (CAS 626-96-0) (Wolkoff et al. 2013). Pour ce produit de réaction on parle de seuils d'exposition maximum bien plus bas : 3.2  $\text{mg}/\text{m}^3$  pour l'irritation sensorielle et 0.12 $\text{mg}/\text{m}^3$  pour des effets de limitation des flux d'air inhalés ou d'irritation pulmonaire. On remarquera aussi que de nombreux aldéhydes se formeront aussi par réaction avec l'ozone ou d'autres agents oxydants (formaldéhyde, pentanal, hexanal, heptanal, nonanal, octenal, décenal (Rofael et al. 2015, Nicolas et al. 2007, Wolkoff et al. 2017) cf. plus bas.

### *Effets à long terme*

La base pour la détermination de la valeur EU-LCI (Kephalopoulos et al. 2013) est une hyperplasie des cellules épithéliales de la vessie, observée chez des souris (Etude NTP 2006). Le NOAEL observé pour les souris est de 50 ppm (280  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) dans une étude subchronique. L'application des facteurs d'extrapolation a mené le groupe EU-LCI à définir une valeur seuil chronique pour la population générale de 2500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (facteur d'extrapolation 112). A noter que le DNEL recommandé dans le dossier d'enregistrement est de 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (un facteur 2.5 extra a été utilisé pour prendre en compte des effets toxicocinétiques et toxicodynamiques additionnels entre espèces).

Le 3-carène quant à lui se voit attribuer une EU-LCI de 1500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Kephalopoulos et al. 2013) alors que le dossier d'enregistrement prévoit un DNEL de 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

On remarquera en outre que les effets cytotoxiques et génotoxiques de l'exposition ont été écartés par une étude par Gminski et al. (2010) exposant des cellules pulmonaires épithéliales (A549) dans l'équipement Vitrocell® à 1800 $\text{mg}/\text{m}^3$  d'alpha-pinène et 600  $\text{mg}/\text{m}^3$  de 3-carène pendant 1 heure (Gminski et al 2010).

### *Effet nocebo ?*

Wolkoff et al. (2017) mentionnent néanmoins qu'aux taux d'exposition habituels (y compris pour des travailleurs utilisant des produits d'entretien avec fragrances), on observe peu d'effets. Il mentionne des effets psychologiques qui pourraient expliquer une plus grande réactivité de personnes atteintes d'allergies/asthme étant donné que le seuil de détection olfactive est 2 à 3 ordres de grandeur inférieur au seuil d'irritation sensorielle pour l'alpha pinène et le 3 carène. La perception de l'odeur et la peur des effets augmenteraient la réaction de ces populations.

## **2) toxicité du formaldéhyde**

Le formaldéhyde est un des produits d'oxydation des terpènes contenus dans le bois de pin. Les classifications citées ci-dessous proviennent du dossier d'enregistrement (Echa 2017c).

### *Cancérogénicité*

En Europe, le formaldéhyde est classifié H351 cancérigène 1 b « Cancérogène probable pour l'homme ». Les dernières guidances OMS (OMS 2010) mentionnent essentiellement 2 effets possibles : cancer du nasopharynx et pour des expositions élevées seulement une possibilité de

leucémie chez les humains. Sur base d'un NOAEL chronique de 1.25 mg/m<sup>3</sup>, la guidance dérive un niveau seuil de 0.21 mg/m<sup>3</sup> (facteur de 3 pour la différence interspécifique car effet local et 2 pour la différence intraspécifique). La guidance considère qu'il n'y a pas de différence de sensibilité significative entre la population générale et des groupes vulnérables tels les enfants et les personnes âgées.

#### **Irritant et sensibilisant cutané, dangereux pour les yeux**

Le formaldéhyde est un irritant cutané, classification H314 « occasionne des brûlures graves et des dommages aux yeux ». Il peut aussi occasionner des réactions allergiques de la peau (H317).

#### ***Irritation sensorielle***

L'irritation sensorielle suite à l'exposition à une substance chimique dans l'air « se traduit par une sensation déplaisante au niveau des yeux et des voies respiratoires supérieures due à la stimulation du nerf trigéminal par cette substance irritante aérosole »<sup>45</sup>. Un effet de clignement des yeux est observé à des doses supérieures à 0.6 mg/m<sup>3</sup> (NOAEL). L'OMS,\* après application d'un facteur de 5 pour la variabilité des réponses à cet effet,\* définit donc une limite d'exposition aiguë de 0,1 mg/m<sup>3</sup>. A noter que le seuil olfactif pour le formaldéhyde peut être relativement bas (de 0.05 à 0.5 mg/m<sup>3</sup>)<sup>46</sup>. On ne peut donc exclure des effets « psychologiques » : le fait de sentir une odeur âcre crée des réactions chez des personnes sensibles (cf. plus haut, terpènes, effet Nocebo).

#### ***Sensibilisation respiratoire ?***

Le dossier d'enregistrement ne considère pas le formaldéhyde comme sensibilisant respiratoire. L'OMS indique que « le formaldéhyde seul ne crée pas d'hypersensibilité via l'immunoglobuline (IgE). D'autres mécanismes ont été suggérés : inflammation et action du formaldéhyde comme adjuvant pour d'autres allergènes »<sup>47</sup>. Pour l'asthme chez les enfants comme pour les effets sur la capacité pulmonaire des adultes, il est difficile de trouver des associations significatives ou non équivoques (les sujets étant souvent exposés à d'autres facteurs qui pourraient être allergènes) avec l'exposition au formaldéhyde.<sup>48</sup> En outre, « la littérature expérimentale et épidémiologique sur le formaldéhyde n'indique pas d'augmentation de la sensibilisation chez les enfants, les personnes âgées et les asthmatiques »<sup>49</sup>

#### ***Valeur guide OMS et ANSES/AFFSET***

L'OMS 2010 préconise une seule valeur d'émission pour toute la population sans distinction de groupe vulnérable : 0,1mg/m<sup>3</sup>. Dans un souci de simplicité, cette valeur est recommandée aussi bien pour l'exposition aiguë que chronique (le fait d'éviter les effets aigus permettant aussi d'éviter les effets chroniques). L'Agence Française de Sécurité Sanitaire, de l'Environnement et du Travail (AFFSET, maintenant ANSES) a proposé en 2007 (AFFSET 2007) et confirmé en 2011 une valeur guide de 10 µg/m<sup>3</sup> pour l'exposition à long terme. L'Agence se base essentiellement sur une valeur guide similaire établie par l'Agence fédérale américaine (ATDSR 1999), elle-même se basant sur une étude par Holmström et al. (1989), réalisée sur des travailleurs exposés au formaldéhyde (lésions histopathologiques au niveau du nez). On remarquera que cette valeur guide est contestée par Nielsen et al 2013 qui préconisent de s'aligner sur les valeurs guides OMS. En effet, ils mentionnent

---

<sup>45</sup> OMS 2010, p. 114.

<sup>46</sup> OMS 2010, p. 113.

<sup>47</sup> OMS 2010, p ; 117

<sup>48</sup> OMS 2010, p. 119 et 120

<sup>49</sup> OMS 2010, p. 121

plusieurs biais dans Hölmström et al. (1989) : travailleurs exposés aussi à de hautes concentrations de formaldéhyde à court terme, exposition simultanée à la poussière de bois, pas d'effets dépendant de l'exposition. Ils mentionnent en outre que le National Research Council américain est arrivé aux mêmes conclusions en 2011.

### ***Etudes plus récentes***

Une étude plus récente par Nielsen et al. (2013) confirme la guidance OMS. A noter que cette étude a été financée par des sources publiques (projet OFFICEAIR) mais aussi par l'industrie (EURIMA : (European Insulation Manufacturing Association). Wu et al. (2013) démontrent, quant à lui, un effet adjuvant du formaldéhyde renforçant la sensibilisation aux allergènes de souris exposées à des doses relativement élevées de formaldéhyde (3mg/m<sup>3</sup>).

### **Seuil d'exposition chronique EU-LCI**

La valeur seuil EU-LCI (Kephalopoulos et al. 2013), et donc d'application en Allemagne et en Belgique, a été fixée à 0.1 mg/m<sup>3</sup>.

## **3) Toxicité du furfural**

### ***Cancérogénicité***

La classification harmonisée du furfural indique qu'il est potentiellement cancérigène (H351). Les données sur les humains ne sont pas concluantes et il existe des indications limitées pour les animaux (EU RAR 2008, IARC 1995 cités dans le dossier d'enregistrement (Echa 2017d) ; pas de nouvelles études depuis). Les indications chez les animaux concernent l'ingestion (Irwin et al. 1990, Shimizu 1986) pas le contact avec la peau (Miyakawa et al. 1991), ni l'inhalation (Feron 1972 ; Feron et Kruyse 1978, Feron et al. 1979) bien que la durée des études ne permet pas d'écarter ces effets à 100% (EU RAR 2008 furfural).

### ***Inhalation : effets aigus***

Le furfural est classé fatal si inhalé (H330). Le seuil de toxicité aigüe par inhalation pour la population générale est de 136 mg/m<sup>3</sup>.

### ***Irritant cutané, oculaire et respiratoire***

Le furfural est un irritant cutané (H315) et irrite gravement les yeux (H319). Le furfural est classé comme irritant potentiel respiratoire (H335). Le DNEL est fixé à 20 mg/m<sup>3</sup> sur base d'études humaines (dossier d'enregistrement, Bochinski 1982) et d'études sur les animaux (LOAEC 20 mg/m<sup>3</sup>, Arts et al. 2004, Staal et al. 2008).

### ***Sensibilisation respiratoire***

Ni le dossier d'enregistrement, ni l'évaluation de risques UE (EU RAR 2008 furfural), ni une recherche sur Pubmed ou Scifinder n'ont indiqué que le furfural pourrait être un sensibilisant par inhalation.

### ***Inhalation effets à long terme***

Pour l'instant, il n'y a pas de valeur seuil EU-LCI mais l'AgBB a dérivé une limite de 20µg/m<sup>3</sup>. Elle prend comme point de départ l'étude de Arts et al. (2004) mais en appliquant des facteurs d'extrapolation et de sécurité plus sévères que le fabricant (UBA 2011). On remarquera qu'on arrive au même résultat en appliquant la méthode du groupe EU-LCI en partant du même LOAEL. Le

fabricant, quant à lui, indique un DNEL de 8000 µg/m<sup>3</sup>, mais il est clair que cette dérivation n'est pas correcte (p.ex. pas d'adaptation pour le passage d'une subaiguë 28 j à chronique, pas d'adaptation pour la différence de durée d'exposition, pas de différence intraspécifiques prises en compte...).

#### 4) Toxicité de l'hepténal, du nonénal et de l'undécénal

##### *Cangérogénicité et mutagénicité*

Un screening in silico QSAR (quantitative activity relationship) par l'Echa (inventaire annexe III) indique que l'undécénal est potentiellement cancérigène (Echa 2017g).

L'hepténal et le nonénal sont indiqués comme potentiellement cancérigènes et mutagènes sur base du même inventaire (Echa 2017<sup>e</sup> et Echa 2017f). A noter\* que Koleva et al. (2008) étudient les différents aldéhydes et retrouvent des propriétés similaires pour ceux-ci en ce qui concerne la mutagénicité et les effets d'allergies cutanées expliquées par le même mode d'action (additivité de Michael). Ils remarquent, en outre, que la réactivité diminue avec l'augmentation de taille des molécules.

##### *Inhalation effets à long terme*

Pour définir une valeur EU-LCI pour l'hepténal, le nonénal et le undécénal, nous n'avons pas d'informations précises sur les études utilisées et les facteurs d'extrapolation par le groupe d'experts de la Commission. A noter que l'AgBB avait dérivé la valeur seuil NIK sur base d'un read across du crotonaldehyde (2-butenal) CAS number: 4170-30-3, aussi un alkène insaturé (4 C) (AgBB 2012).

Dans le dossier d'enregistrement du crotonaldehyde (Echa 2017h), il existe 2 valeurs pour cette substance :

Un NOAEL de 2.5 mg/kg pour l'exposition par ingestion (gavage de rats, étude subchronique, Wolfe et al 1987 : symptômes : inflammation nasale aiguë et mortalité à partir de 5 mg/kg, 10 mg/kg, microlésions, hyperplasie de l'épithélium du préestomac et à 20mg/kg, nécrose du préestomac et inflammations nasales aiguës) et un LOAEL de 1.2 mg/m<sup>3</sup> basé sur une étude subchronique par inhalation sur des rats (Voronin et al. 1982). Cette dernière étude est écartée par le fabricant qui préfère partir de l'étude par gavage « plus fiable » pour dériver un DNEL chronique par inhalation. En effet Wolfe et al. (1987) ne décrivent pas suffisamment les effets induits par le crotonaldehyde à part certains effets moteurs et une augmentation de l'hémoglobine. Comme la substance n'est seulement utilisée que pour la synthèse d'autres substances chimiques (substance intermédiaire), le fabricant n'a pas défini de DNEL pour la population générale. Sur base du NOAEL ingestion, le fabricant dérive un DNEL pour toxicité pour exposition répétée par inhalation de 300µg/m<sup>3</sup> pour les travailleurs, ce qui, pour les niveaux seuils pour la population, devrait donner une valeur seuil de 75 à 150 µg/m<sup>3</sup> en prenant en compte la différence de période d'exposition et éventuellement des facteurs de protection supplémentaire pour différences intraspécifiques.

Le EU-LCI a été fixé à 7 µg/m<sup>3</sup> pour l'hepténal, le nonénal et l'undécénal et à 5 µg/m<sup>3</sup> pour le crotonaldehyde, la différence correspondant à l'ajustement pour le poids moléculaire (Commission européenne 2016).

A noter, une étude par Grant et al. (2015) fixant pour la Commission texane pour la qualité environnementale un niveau seuil chronique pour la population générale de 10 µg/m<sup>3</sup> après une revue des données disponibles pour le crotonaldehyde et l'acroléine, un alkénaldehyde très proche et avec les mêmes modes d'actions, mais encore plus agressifs (3 C, Relative Potency Factor = 3). Si on applique un facteur 2 pour l'extrapolation d'une étude subchronique à chronique en ligne avec la

méthodologie EU-LCI (ce qui n'a pas été suivi par Grant et al 2015), on retrouve la même valeur que le EU-LCI. L'effet principal de l'acroléine était une hyperplasie légère et un manque de récupération de l'épithélium respiratoire (Dorman et al. 2008).

## Annexe 6 : Profils d'immission par substance en fonction des émissions

Tableau 44 Profils d'immission par substance en fonction des émissions

Substance	Emission	Emission moyenne 75 ans (µg/m³h)	Immission (µg/m³)										
			sc1 AR BE	sc2 AgBB	sc3 Usetox	sc4 Passive/ ventil méc.	sc5 Très isolée/ mal ventilée	sc6 Isolée/ mal ventilée	sc7 maison "ancien ne"	sc8 LT à l'intérieur	sc9 Humide	sc10 Climat méditer.	sc11 sc du pire
o-cumène	moyenne (min et max)	4,73	15,20	38,00	8,04		51,46	25,73	8,87	36,82	77,19	30,88	265,11
o-cumène	2 mois séchage	4,65	15,20	38,00	7,91	3,37	50,62	25,31	8,73	36,22	75,93	30,37	260,77
alpha-pinène	Emission max (95 percentile)	75,16	5.100,88	12.752,20	127,71	54,49	817,34	408,67	140,92	584,82	1.226,01	490,40	4.210,71
alpha-pinène	Emission moyenne	39,13	2.162,67	5.406,67	66,48	28,37	425,49	212,75	73,36	304,45	638,24	255,30	2.192,02
alpha-pinène	Emission min	9,73	328,00	820,00	16,54	7,06	105,86	52,93	18,25	75,74	158,78	63,51	545,34
alpha-pinène	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	25,38	1.000,00	2.500,00	109,66	46,79	701,85	350,92	121,01	502,18	1.052,77	165,57	1.421,65
alpha-pinène	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	20,54	400,00	1.000,00	34,90	14,84	222,67	111,33	38,39	159,32	334,00	134,02	1.246,59
alpha-pinène	Emission 2 mois séchage	44,22	2.550,44	6.376,10	75,15	32,06	480,93	240,46	82,92	344,11	721,39	288,56	2.477,61
Beta pinène	moyenne	0,38						2,07					
Delta 3-carène	Emission max (95 percentile)	15,88	1.129,57	2.823,93	26,99	11,52	172,75	86,37	29,78	123,60	259,12	103,65	889,94
Delta 3-carène	Emission moyenne	10,17	555,67	1.389,17	17,28	7,37	110,59	55,29	19,07	79,13	165,88	66,35	569,71
Delta 3-carène	Emission min	7,34	272,00	680,00	12,48	5,32	79,86	39,93	13,77	57,14	119,80	47,92	411,44
Delta 3-carène	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	14,59	1.000,00	1.389,17	24,80	11,32	169,75	84,88	29,27	121,46	364,38	95,23	817,64
Delta 3-carène	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	8,62	400,00	1.000,00	14,64	6,84	102,59	51,30	17,69	73,41	153,89	56,24	482,86
Delta 3-carène	Emission 2 mois séchage	11,55	564,79	1.411,97	19,63	8,38	125,64	62,82	21,66	89,90	188,46	75,38	647,26
Beta -Phellandrène	Emission moyenne	0,47						2,56					
d-limonène	Emission moyenne	0,59						3,19					
myrcène	Emission moyenne	0,32						1,75					
camphène	Emission moyenne	0,22						1,17					
pentanol	Emission moyenne	1,17						6,36					
formaldéhyde	Emission max (95 percentile)	1,81	4,83	12,07	3,07	1,31	19,63	9,82	3,39	14,05	29,45	11,78	101,14
formaldéhyde	Emission moyenne	1,71	1,92	4,80	2,91	1,24	18,62	9,31	3,21	13,32	27,93	11,17	95,94
formaldéhyde	Emission min	1,67	0,00	0,00	2,83	1,21	18,14	9,07	3,13	12,98	27,20	10,88	93,43
formaldéhyde	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	1,81	4,83	12,07	3,07	1,31	19,63	9,82	3,39	14,05	29,45	11,78	101,14
formaldéhyde	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	1,81	4,83	12,07	3,07	1,31	19,63	9,82	3,39	14,05	29,45	11,78	101,14
formaldéhyde	Emission 2 mois séchage	1,79	5,60	14,00	3,04	1,30	19,44	9,72	3,35	13,91	29,15	11,66	100,13
formaldéhyde	"Limite max AR BE"	31,36	100,00	250,00	53,29	22,74	341,03	170,51	58,80	244,01	511,54	204,62	1.756,88
formaldéhyde	"Limite max AgBB"	24,86	40,00	100,00	42,24	18,02	270,32	135,16	46,61	193,42	405,48	162,19	1.392,61
acétaldéhyde	Emission moyenne	0,37	0,80	2,00	0,41	0,27	4,07	2,04	0,70	2,91	6,11	2,44	20,99
propanal	Emission moyenne	0,25	0,80	2,00	0,27	0,18	2,71	1,36	0,47	1,94	4,07	1,63	13,98
furfural	Emission moyenne	0,25	0,80	2,00	0,42	0,18	2,71	1,36	0,47	1,94	4,07	1,63	13,98
pentanal	Emission max (95 percentile)	3,18	3,82	9,54	5,41	2,31	34,63	17,31	5,97	24,78	51,94	20,78	178,40
pentanal	Emission moyenne	3,12	1,60	2,83	5,31	2,27	33,98	16,99	5,86	24,31	50,97	20,39	175,05
pentanal	Emission min	3,08	0,00	0,00	5,24	2,23	33,51	16,76	5,78	23,98	50,27	20,11	172,64
pentanal	Emission 2 mois séchage	3,18	4,00	10,00	5,40	2,30	34,57	17,28	5,96	24,73	51,85	20,74	178,09
hexanal	Emission max (95 percentile)	42,90	26,20	65,50	72,89	31,10	466,49	233,25	80,43	333,78	699,74	279,89	2.403,23
hexanal	Emission moyenne	42,05	26,20	65,50	71,45	30,48	457,26	228,63	78,84	327,18	685,89	274,36	2.355,68
hexanal	Emission min	41,72	26,20	65,50	70,90	30,25	453,74	226,87	78,23	324,66	680,61	272,24	2.337,55
hexanal	Emission 2 mois séchage	42,61	81,54	203,84	72,40	30,89	463,35	231,68	79,89	331,54	695,03	278,01	2.387,06
heptéanal	Emission max (95 percentile)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36
heptéanal	Emission moyenne	0,72	0,27	0,67	1,22	0,52	7,81	3,91	1,35	5,59	11,72	4,69	40,24
heptéanal	Emission min	0,71	0,00	0,00	1,20	0,51	7,68	3,84	1,32	5,50	11,52	4,61	39,58
heptéanal	Emission 2 mois séchage	0,73	1,22	3,06	1,25	0,53	7,99	3,99	1,38	5,72	11,98	4,79	41,16
heptéanal	Emission AR BE (calcul sol, scénarios s3 à s10 divergent AR BE sol+ max)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36
heptéanal	Emission AgBB murs (s3 à 10 produits conformes émission AgBB murs et sols)	0,74	1,01	2,51	1,25	0,54	8,03	4,01	1,38	5,74	12,04	4,82	41,36
nonéanal	Emission max (95 percentile)	0,90	2,87	7,18	1,52	0,65	9,75	4,87	1,68	6,97	14,62	5,85	50,21
nonéanal	Emission moyenne	0,70	2,13	5,33	1,18	0,50	7,57	3,78	1,30	5,41	11,35	4,54	38,99
nonéanal	Emission min	0,50	1,60	4,00	0,85	0,36	5,43	2,71	0,94	3,88	8,14	3,26	27,97
nonéanal	Emission 2 mois séchage	0,89	2,65	6,63	1,50	0,64	9,63	4,81	1,66	6,89	14,44	5,78	49,60
undécéanal	Emission max (95 percentile)	0,39	1,27	3,18	0,67	0,29	4,29	2,15	0,74	3,07	6,44	2,57	22,10
undécéanal	Emission moyenne	0,17	0,53	1,33	0,28	0,12	1,81	0,90	0,31	1,29	2,71	1,09	9,32
undécéanal	Emission 2 mois séchage	0,39	1,17	2,94	0,66	0,28	4,24	2,12	0,73	3,03	6,36	2,54	21,84
acide acétique	Emission moyenne	0,82	8,00	20,00	0,89	0,59	8,91	4,46	1,54	6,38	13,37	5,35	38,26

**Annexe 7 : Facteurs d'effets pour les substances émises par le pin massif  
(Usetox et dérivation selon méthodologie Usetox)**

Tableau 45 : Dérivation des facteurs d'effet Usetox

Substance	CAS#	Classification GHS/CLP	ED50 cancer (µg/m³)	ED50 cancer (kg/lifetime) inhalation	Facteur d'effet Usetox cancer : nombre de cas par kg inhalé (CTUh)	DALY cancer/kg inhalé	NOAEL/NOAEC (µg/m³)	Source	type étude	Ajustement pour durée test	différence interespèce	Autres ajustements	ED50 non cancer inhalation (µg/m³)	ED50 non cancer inhalation kg/durée de vie (75 ans)	Facteur d'effet Usetox non cancer : nombre de cas par kg inhalé (CTUh)	DALY non cancer/kg inhalé		
<b>Hydrocarbures aromatiques</b>																		
o-cumène	527-84-4	Liquide et vapeur inflammables (H226)	na	na	0	0	pas disponible		pas disponible	pas disponible	pas disponible		pas disponible	pas disponible	pas disponible	pas disponible		
<b>Terpènes</b>																		
α-Pinène	80-56-8	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires (H304), occasionne irritation peau (H315) et peut occasionner allergies cutanées (H317), Liquide et vapeur inflammables (H226), très écotoxique pour la vie aquatique (H410)	na	na	0	0	280.500	NTP 2006 + EU-LCI factsheet	subchronique	de 6h/24 et 5/7 à 24h/24 et 7 j sur 7	Autres différence interespèces : 2,5		9,02E+04	3,21E+01	*	1,56E-02	*	4,21E-02
3-Carène	13466-78-9	Fatal si avalé et entre dans les voies respiratoires (H304), occasionne irritation peau (H315) et peut occasionner allergies cutanées (H317), Liquide et vapeur inflammables (H226), Dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H411)	na	na	0	0	283.240	Dossier d'enregistrement, dérivation du DNEL pour toxicité par dose répétée et étude fabricant	subchronique	de 6h/24 et 5/7 à 24h/24 et 7 j sur 7	facteur non allométrique : 2,5 (différences toxicocinétique s)		9,10E+04	3,24E+01	*	1,54E-02	*	4,17E-02
<b>Aldéhydes</b>																		
Formaldéhyde	50-00-0	Cancérogène 1b (H350), suspecté d'occasionner dommage au génome (H341), corrosif (H314), sensibilisant cutané (H317), toxique (aigu) si ingéré (H301) toxique(aigu) en contact avec la peau (H311), peut occasionner brûlures cutanées et aux yeux, toxique (aigu) si inhalé (H331)	na	5,05E-01	9,91E-01	1,14E+01		Usetox 2.0					na	6,32E+01	7,91E-03		2,13E-02	
Furfural	98-01-1	Liquide et vapeur inflammable (H226), toxique (aigu) si ingéré (H301), fatal (aigu) si inhalé (H330), potentiellement cancérigène (H351), irritant cutané (H315), Irrite gravement les yeux (H319), peut occasionner une irritation respiratoire (H335), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H412)	na	0	0	0		Usetox 2.0						4,16E+00	1,20E-01		1,12E+01	
Pentanal	110-62-3	Liquide ou vapeur hautement inflammable (H225), dangereux (aigu) si inhalé (H332), peut occasionner allergies cutanées (H317), peut causer irritation respiratoire (H335), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H412)	na	0	0	0	145.000	EU-LCI Factsheet	subchronique	de 6h/24 et 5/7 à 24h/24 et 7 j sur 7		Mauvaise qualité base de données (2); ajustement molaire poids molaire (1,194 = 86,13/72,11)	6,52E+04	2,32E+01	*	2,15E-02	*	5,82E-02
Hexanal	66-25-1	Liquide ou vapeur inflammable (H226), peut causer des irritations oculaires sérieuses (H319)	na	0	0	0	145.000	EU-LCI factsheet	subchronique	de 6h/24 et 5/7 à 24h/24 et 7 j sur 7		Mauvaise qualité base de données (2); ajustement molaire poids molaire (1,39 = 100,16/72)	8,10E+04	2,88E+01	*	1,73E-02	*	4,68E-02
Heptanal ( sur base de l'ED 50 ingestion acroléine mentionné dans Usetox)	2463-63-0 / 18829-58-5 / 57266-86-1 / 29381-66-6	Liquide ou vapeur inflammable (H226), dangereux (aigu) si ingéré (H302), dangereux (aigu) en contact avec la peau (H312), peut occasionner des allergies cutanées (H317)	na	0	0	0								5,38E-02	9,29E+00		2,51E+01	
Heptanal (dérivation à partir du NOAEL)	idem	idem	na	0	0	0	0	Grant et al 2015	subchronique	de 6h/24 et 5/7 à 24h/24 et 7 j sur 7		Sur base du NOAEL de l'acroléine+ Grant et al 2015 facteur de sévérité relatif (1/3 de l'acroléine) ajustement molaire (112.17/56,06= 2)	7,23E+02	2,57E-01		1,94E+00		5,25E+00
Nonéanal	2463-53-8 / 18829-56-6 / 60784-31-8	Irritant cutané (H315), irrite gravement les yeux (H319)	na	0	0	0							Idem + ajustement molaire 140,22/56,02 =2,5	6,73E-02	7,43E+00		2,01E+01	
2-undécéanal	2463-77-6 / 53448-07-0 / 1337-83-3	Irritant cutané (H315), irrite gravement les yeux (H319), dangereux pour la vie aquatique avec effets chroniques (H411)	na	0	0	0							Idem + ajustement molaire (168,28/56,02=3)	8,07E-02	6,19E+00		1,67E+01	