Conseil
Supérieur de la Santé

INDOOR AIR QUALITY IN BELGIUM

SEPTEMBRE 2017
CSS N° 8794

.be

DROITS D'AUTEUR

Service public Fédéral de la Santé publique, de la Sécurité de la Chaîne alimentaire et de l'Environnement

Conseil Supérieur de la Santé
Place Victor Horta 40 bte 10
B-1060 Bruxelles

Tél.: 02/524 97 97
E-mail: info.hgr-css@health.belgium.be

Tous droits d'auteur réservés.
Veuillez citer cette publication de la façon suivante:
Conseil Supérieur de la Santé. *Indoor air quality in Belgium*. Bruxelles: CSS; 2017. Avis n° 8794.

La version intégrale de l'avis peut être téléchargés à partir de la page web: **www.css-hgr.be**

Cette publication ne peut être vendue

Conseil
Supérieur de la Santé

AVIS DU CONSEIL SUPERIEUR DE LA SANTE N° 8794

Qualité de l'air intérieur en Belgique

In this scientific policy advisory report the Superior Health Council of Belgium reviews national data on indoor air quality in residences and public buildings and its potential impact on the health of building occupants.

The Superior Health Council recognizes the need for national, harmonized data on indoor air quality and formulates general as well as specific recommendations for research, for policy and the implementation hereof.

Version validée par le Collège de
Septembre 2017[1]

SYNTHÈSE

L'air intérieur contient une multitude de contaminants, généralement d'une plus grande variété que ceux rencontrés à l'extérieur, et à des concentrations plus élevées pour certains polluants. Dans notre région, la population passe en moyenne 85 % de la journée à l'intérieur. La qualité de l'air intérieur (QAI) pouvant affecter l'exposition totale (étude UE ENVI, 2009) des occupants d'un bâtiment, il s'agit là d'un déterminant environnemental clé de la santé d'un individu.

L'impact potentiel d'une mauvaise QAI sur la santé et son contexte sont reconnus depuis plusieurs décennies (*Nederlandse Gezondheidsraad*, publication n° 1984/01), la fumée de tabac ambiante (FTA) étant pointée du doigt comme l'un des principaux responsables de la pollution intérieure et l'enveloppe du bâtiment et sa ventilation comme déterminants potentiels de la QAI. Les tendances mondiales actuelles et les évolutions en matière de durabilité, conduisant à une utilisation accrue de nouveaux matériaux de construction plus durables ou recyclés ainsi qu'à des bâtiments mieux isolés, plus étanches, et de plus en plus écologiques, dotés d'une ventilation mécanique contrôlée, sont en effet susceptibles d'avoir une incidence considérable sur la qualité de l'environnement intérieur dans un avenir proche (Crump et al., 2010). Cette évolution tend également à responsabiliser les occupants des bâtiments dans le maintien d'un air intérieur sain, en termes d'utilisation et d'entretien des systèmes de ventilation, mais aussi en termes de comportements et d'utilisation de produits en intérieur. Des initiatives correctives, préventives et éducatives ciblées, qui respectent le contexte social de ce domaine, sont dès lors nécessaires afin de garantir un air intérieur sain aux citoyens belges.

L'air ambiant serait responsable des 2/3 de la charge de morbidité totale découlant des expositions à l'air intérieur en Europe (Jantunen et al., 2011). Le 1/3 restant de la charge de morbidité liée aux expositions à l'air intérieur est causé par les installations de chauffage et de combustion (cuisson et chauffage à l'aide de combustibles solides), les systèmes d'approvisionnement en eau, et les fuites d'eau. La condensation et le sol sous-jacent sont deux autres sources importantes de radon dans la charge de morbidité liée à la QAI.

[1] Le Conseil se réserve le droit de pouvoir apporter, à tout moment, des corrections typographiques mineures à ce document. Par contre, les corrections de sens sont d'office reprises dans un erratum et donnent lieu à une nouvelle version de l'avis.

Cet examen critique de la QAI des foyers belges et des bâtiments publics s'appuie sur des études scientifiques et des documents parallèles publiés entre 2005 et 2015. Les connaissances actuelles à l'échelon national portant sur les agents chimiques, la pollution intérieure microbiologique, mais aussi le radon, ont été recensées et examinées, et ont permis d'identifier les lacunes nationales et la nécessité de mener de nouvelles recherches. Cette analyse est divisée en trois parties : Polluants chimiques prioritaires de l'air intérieur (PARTIE A), Polluants intérieurs microbiologiques (PARTIE B) et Présence de radon dans l'air intérieur (PARTIE C). Les sous-parties de chaque section analysent avec critique la situation nationale actuelle (en termes de concentrations et d'expositions), identifient les sources intérieures, les effets sur la santé et l'évaluation des risques, la législation en vigueur, et quantifient les bienfaits sur la santé résultant de politiques, ou de mesures préventives ou réparatrices, puis proposent des conclusions, recommandations et appellent à la réalisation de nouvelles recherches. Les environnements intérieurs décrits dans cette analyse sont les logements et les bâtiments publics, par exemple les écoles, les garderies, les bureaux, à l'exclusion des moyens de transport et des expositions professionnelles intérieures. Les contaminants envisagés sont les agents chimiques présents dans l'air intérieur, les polluants microbiologiques et le radon, à l'exclusion des paramètres physiques de l'environnement intérieur (par exemple, la température, l'humidité, les champs électromagnétiques). Les sources chimiques intérieures traitées ici sont les émissions de produit (des matériaux de construction, du mobilier, des produits ménagers et de consommation), à l'exclusion des mesures relatives à l'activité humaine (par ex., tabagisme passif, impact des installations HVAC et des appareils de purification de l'air). Ce point n'est pas repris dans cette analyse en raison de preuves scientifiques exhaustives portant sur l'impact important de la FTA sur la santé et l'exposition intérieure, ainsi qu'en raison de l'existence de mesures préventives législatives, de campagnes de sensibilisation et de recommandations, passées et actuelles, européennes, fédérales et régionales, concernant la fumée de tabac à l'intérieur. Les auteurs soulignent néanmoins l'importance de l'impact du tabagisme intérieur sur la QAI et la santé humaine.

Depuis 2005, une large gamme de produits chimiques a été examinée sur au moins 788 sites intérieurs en Belgique, essentiellement des résidences, écoles et garderies où aucune plainte relative à la santé n'avait été enregistrée. Grâce à ce travail, nous disposons d'un grand nombre d'informations sur la présence en intérieur de produits chimiques, caractérisés par des méthodes d'analyse et d'échantillonnage bien établies et par des impacts toxicologiques connus (tels que les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, and xylènes), formaldéhyde, acétaldéhyde, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, pinène, limonène et aussi les particules fines (PM), CO, CO_2 et radon). En revanche, des méthodes d'analyse et d'échantillonnage moins bien établies ne nous permettent pas d'en savoir autant sur la présence intérieure d'agents chimiques. Une évaluation traditionnelle de l'impact sur la santé du NO_2, des PM, des composés organiques volatils (COV), des composés organiques volatils totaux (COVT) et du formaldéhyde dans cette analyse indique que 95 % des sites en intérieur étudiés en Belgique peuvent être classés dans la catégorie « danger limité pour la santé causé par la QAI », mais aussi que 5 % des sites étudiés présentent des risques élevés. Le dépassement des valeurs de référence sanitaires et les niveaux de concentration élevés en COVT apparaissent le plus souvent dans des bâtiments où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées. Le benzène et le benzo(a)pyrène sont identifiés comme ayant le plus d'impact sur l'incidence du cancer sur les sites en intérieur étudiés. Il convient de noter que cette conclusion se base sur une évaluation classique substance par substance de quelques composés et sur une sélection de valeurs de référence sanitaires disponibles. Un contrôle des sources dédié est nécessaire pour réduire les risques pour la santé d'une exposition intérieure. Cependant, la disponibilité limitée des données d'émission empêche d'évaluer l'impact des émissions matérielles sur la QAI et les risques associés pour la santé.

La présence d'animaux, de plantes et d'êtres humains à l'intérieur du bâtiment est une source importante d'allergènes. L'air extérieur est également une source importante de spores fongiques naturels en suspension qui peuvent s'introduire dans les bâtiments et former des dépôts de poussière.

Des bactéries provenant de l'extérieur et des pollutions spécifiques autour des habitations, produites par l'activité humaine, peuvent s'introduire à l'intérieur et former des dépôts de poussière. Si l'on tient compte de la remise en suspension des poussières, le phénomène d'accumulation des poussières peut être une source importance d'effets nocifs tout au long de l'année. Dans nos régions, la formation de moisissures visibles dues à un excès d'humidité est fréquente et souvent considérée comme la principale contamination microbiologique de l'habitat. L'humidité semble également être un facteur important de l'infestation de cafards et acariens. En Belgique, il existe des structures publiques locales qui effectuent des interventions sur site. Les résultats de ces interventions aident les médecins dans leur diagnostic. Des actions coordonnées contribuent à une meilleure compréhension des pathologies grâce à une étiologie environnementale. Pour la pollution intérieure biologique, il n'est pas possible de définir des normes sanitaires sur le nombre admissible de microorganismes dans l'environnement intérieur, mais certaines valeurs seuils sont calculées à partir de bases de données existantes et sont utilisées par les différents laboratoires. Ces valeurs sont liées à la méthodologie spécifique d'analyse et d'échantillonnage utilisée par chaque laboratoire et permettent de détecter des anomalies microbiologiques dans l'environnement.

Compte tenu du rôle important du radon dans l'exposition de la population belge et le lien clairement établi avec un risque accru de cancer du poumon, l'objectif sur le long terme de la Belgique est de réduire l'exposition moyenne de la population au radon. Dans la partie sud du pays, cet objectif peut être atteint en mettant en œuvre des initiatives de prévention du radon dans les nouvelles constructions et en appliquant des mesures et procédés d'atténuation dans les constructions existantes. Afin d'éviter une nouvelle augmentation de l'exposition au radon, la radioactivité des matériaux de construction doit faire l'objet d'une surveillance, et le radon doit être pris en compte dans la conception de bâtiments basse consommation (avec des taux de ventilation adaptés, en évitant le contact direct entre le sol et l'air, etc.). Pour la partie nord de la Belgique, cela se traduira par le statu quo de la situation actuelle en matière d'exposition. Il convient de noter qu'une réduction de la fumée de tabac entraînerait une diminution du risque présenté par le radon en raison de la relation presque synergique entre le radon et la fumée de tabac. Le radon doit faire partie d'une approche intégrée générale en matière de QAI. Pour ce qui est des mesures de prévention, la garantie d'un environnement intérieur sain dépend largement de l'efficacité et de la pertinence du système de ventilation. L'exposition aux polluants de l'air intérieur (*c.-à-d.* le radon) augmente lorsque la ventilation des bâtiments basse consommation est mal réglée ou ne fonctionne pas correctement.

Pour atteindre une bonne QAI dans les bâtiments, une **approche globale et intégrée en matière de QAI** (comprenant les occupants et leur comportement) devrait être appliquée et consister en une série de mesures de contrôle des sources des polluants chimiques et microbiologiques, de prévention contre le radon ainsi que d'une ventilation intérieure efficace et adaptée. L'expérience a montré que l'exposition aux polluants intérieurs (chimiques, microbiologiques et radon) tend à augmenter lorsque la ventilation du bâtiment est mal réglée ou ne fonctionne pas correctement. Il est, par conséquent, recommandé d'intégrer la QAI dans les exigences et les procédures en matière d'efficacité énergétique de la directive européenne sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) ; il est, de plus, nécessaire d'avoir une intégration plus poussée de la QAI dans les systèmes d'évaluation des bâtiments écologiques (BREEAM, *Leadership in Energy & Environmental Design* (LEED), etc.). Des données récentes ont souligné l'importance d'une QAI saine dans les bâtiments écologiques, après avoir réalisé des rénovations énergétiques, lors de l'utilisation de produits (durables) de construction, ou en modifiant l'isolation ou la ventilation mécanique du bâtiment.

Les mélanges complexes de substances chimiques dans l'air intérieur découlent de différences quantitatives et qualitatives notables entre les émissions provenant de sources de pollution intérieure et leurs effets potentiels sur la santé.

Une analyse plus approfondie concernant la formation d'une réaction secondaire et les effets cumulatifs qui découlent d'expositions combinées à diverses substances (par ex., un regroupement de substances provoquant des effets semblables/identiques) est nécessaire pour mieux comprendre la question de la santé et du confort des occupants en intérieur. Une attention toute particulière devrait être accordée aux substances présentant un mécanisme d'action différent mais complémentaire entraînant certains effets sur la santé, telles que les agents mutagènes déclencheurs du cancer, les agents exerçant des effets de formation des tumeurs et des substances entraînant des perturbations du système endocrinien. Dans le cas des polluants chimiques, l'utilisation de **produits à faibles émissions** devrait être renforcée. De plus, une mise au point régulière de la **liste des composés prioritaires** des nouveaux produits chimiques, identifiés lors des mesures d'émission, est recommandée. Par exemple, la liste prioritaire en Belgique ne comprend pas certains composés tels que les retardateurs de flamme ou les phtalates (composés organiques semi-volatils (COSV), soupçonnés d'être des perturbateurs endocriniens) et pour certaines substances de la liste des composés prioritaires (par ex., l'ammoniac), il est urgent de mettre au point/optimiser une méthode d'essai de référence. Il est nécessaire de tenir compte de **la composition chimique de l'air intérieur** dans la caractérisation chimique de l'air intérieur et le contrôle des émissions. Davantage de recherches sont donc nécessaires sur la manière dont un matériau/produit est évalué actuellement dans le cadre de l'étiquetage/la certification par rapport à son comportement dans un environnement intérieur réel où des émissions secondaires viennent s'ajouter aux émissions primaires. **De nouveaux dispositifs d'échantillonnage, méthodes et techniques d'analyse** adaptés au prélèvement en intérieur de nouveaux polluants doivent être mis au point et/ou optimisés.

Il faut procéder à une **harmonisation des stratégies d'échantillonnage, des méthodes d'analyse et des stratégies de traitement des données**. Pour les polluants chimiques et microbiologiques, il a été conclu qu'un cadre consensuel devait être fixé, lequel envisagerait la très grande variété de stratégies d'échantillonnage, de méthodes d'analyse, d'instruments, et d'outils d'évaluation des données en termes de risques pour la santé, d'exactitude et de représentativité. La législation sur les contaminants microbiologiques doit être revue et clarifiée, sur la base d'un consensus méthodologique. Il est nécessaire de mettre sur pied un groupe de travail dédié à la QAI au niveau national, qui conduirait à l'identification des aspects devant être encadrés. L'harmonisation des stratégies pour les outils de répartition des sources, dans le cadre des évaluations QAI dans les milieux intérieurs ayant fait l'objet de plaintes relatives à la santé (répartition des sources) ou non, permettra une anticipation plus ciblée des sources et de la santé des occupants. Les données nationales sur la QAI sont comparables et applicables à plus grande échelle lorsqu'elles se basent sur des stratégies et des méthodes d'analyse et d'échantillonnage (de référence) harmonisées. Cette harmonisation améliorera la validité et l'utilisation d'une base de données de référence sur la QAI et les sources intérieures.

Compte tenu des expositions relativement élevées au radon de la population belge, et le lien bien établi avec l'incidence du cancer du poumon, **une réduction de l'exposition** est l'objectif sur le long terme pour le radon. Dans la partie sud du pays, cet objectif peut être atteint en mettant en œuvre des initiatives de prévention du radon dans les nouvelles constructions et en appliquant des mesures et procédés d'atténuation dans les constructions existantes. Afin d'éviter une nouvelle augmentation de l'exposition au radon, la radioactivité des matériaux de construction doit faire l'objet d'une surveillance, et le radon doit être pris en compte dans la conception de bâtiments basse consommation (avec des taux de ventilation adaptés, en évitant le contact direct entre le sol et l'air, etc.). Pour la partie nord de la Belgique, cela se traduira par le statu quo des niveaux actuels d'exposition.

Il est recommandé d'établir une **base de données de référence à grande échelle sur la QAI en Belgique**, représentative des milieux et des sources intérieures en Belgique, et adaptée à l'exploration des données.

Cette base de données devrait donc comprendre divers milieux intérieurs ; des (futurs) composés prioritaires (produits chimiques, radon et contaminants microbiologiques) ainsi que des données d'émission de tout type de produit utilisé dans un environnement intérieur. La base de données permettra une évaluation des tendances d'exposition au fil du temps, et fournira des données pour évaluer les **mesures (politiques) de prévention et de réduction de l'exposition** dans l'air intérieur et pour une étude préliminaire des **coûts socio-économiques** de la qualité de l'air intérieur, afin d'obtenir un calcul plus précis des années de vie ajustées sur l'incapacité (AVCI). Pour le radon, cela permettrait une mise à jour régulière de la cartographie des risques liés au radon et la conception d'un instrument permettant de mesurer et évaluer l'impact et l'efficacité du programme sur le radon sur le long terme. Pour les autres produits chimiques, davantage de données sur les niveaux de base des polluants intérieurs devenus récemment prioritaires (par ex., à partir des données d'émission du produit), ou les nouveaux polluants, conduiront à une évaluation plus précise des risques pour la santé et à la définition d'actions de prévention adaptées. À des fins de prévention, l'établissement d'un **suivi à long terme de la QAI dans un parc de logements représentatif** contribuera à quantifier l'impact des tendances de construction et du comportement des occupants sur la QAI et permettra de rassembler les outils appropriés en matière de gestion des données.

Une **validation et une communication approfondies par rapport aux mesures de réparation** sont nécessaires tant pour les contaminants chimiques que microbiologiques. Dans le cas des mesures de réparation contre les contaminants microbiologiques, des spécifications devraient être rédigées en tenant compte des risques associés des divers types de réparation. Pour la prévention contre le radon, il est recommandé d'établir un code de construction à tous les niveaux législatifs. Une approche progressive est recommandée en matière de protection des occupants, selon le niveau de risque de la zone de construction, avec une protection accrue dans les zones à risque. Un système qui fournit une aide financière pour les mesures d'atténuation des effets du radon pourrait avoir un effet positif. De même, pour l'exposition intérieure aux agents chimiques, il faut une communication claire au sujet de l'efficacité des diverses mesures de réparation.

Une harmonisation s'impose dans l'**évaluation des concentrations recherchées** pour les polluants intérieurs chimiques et microbiologiques préoccupants. Pour les concentrations de moisissures dans l'air ou les spores de moisissure, des valeurs seuils font défaut. Au moment d'évaluer les expositions intérieures aux produits chimiques, il faut en outre envisager une gamme plus large de composés émis, qui aille au-delà des émissions des produits de construction et qui dépasse le champ de compétences de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Par ailleurs, une liste complète et harmonisée des valeurs de référence sanitaires, notamment les nouveaux polluants, permettra une évaluation plus précise de l'impact de la QAI sur la santé. Actuellement, ce travail consiste en un « patchwork » de valeurs de référence (VR) avec divers facteurs d'évaluation.

Cette analyse souligne qu'une approche holistique est nécessaire pour créer une QAI saine qui intègre les polluants chimiques, le radon et les contaminants microbiologiques et qu'elle est soutenue par l'utilisation d'un système de ventilation adapté et efficace. Les lignes directrices nationales et régionales portant sur tous les aspects relatifs à une QAI saine devraient être harmonisées et alignées les unes sur les autres.

Mots clés et MeSH *descriptor terms*[2]

MeSH terms*	Keywords	Sleutelwoorden	Mots clés	Schlüsselwörter
Cost of illness	Burden of Disease	Kostprijs van ziekte	Coût de la maladie	Krankheitskosten
-	Disability Adjusted Lifeyears			
Air	Air pollution, indoor	Luchtvervuiling, binnen	Pollution de l'air, intérieur	Luftverschmutzung,innenraum
Environmental pollutants	Microbial pollutants	Microbiële polluenten	Polluants microbiens	Mikrobielle Schadstoffe
	Priority compounds	Prioritaire polluenten	Polluants prioritaires	Schadstoffe met hoher priorität
Radon	Radon	Radon	Radon	Radon
Risk assessment	Risk assessment	Risicobeoordeling	Evaluation des risques	Risikobewertung
Volatile organic compounds	Microbial volatile organic compounds	Microbiële vluchtige organische stoffen	Composants organiques volatils microbiens	Mikrobielle flüchtige organische verbindungen
	Volatile organic compounds	Vluchtige organische stoffen	Composants organiques volatils	Flüchtige organische Verbindungen
	Very volatile organic compounds	Zeer vluchtige organische stoffen	Composants organiques très volatils	Sehr flüchtige organische verbindungen
	Semi-volatile organic compounds	Semi-vluchtige organische stoffen	Composants organiques semi-volatils	Semi-flüchtige organische verbindungen

MeSH (Medical Subject Headings) is the NLM (National Library of Medicine) controlled vocabulary thesaurus used for indexing articles for PubMed http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh.

[2] Le Conseil tient à préciser que les termes MeSH et mots-clés sont utilisés à des fins de référencement et de définition aisés du scope de l'avis. Pour de plus amples informations, voir le chapitre « méthodologie ».

TABLE DES MATIERES

I. INTRODUCTION ET QUESTION 11
II. MÉTHODOLOGIE DE L'AVIS 12
III. ÉLABORATION ET ARGUMENTATION 13
1. Polluants chimiques prioritaires de l'air intérieur en Belgique 13
1.1 Introduction 13
1.3 Évaluation de l'impact de la QAI en Belgique sur la santé 36
1.4 État actuel des émissions de produits 49
1.5 Conclusions et recommandations sur les polluants intérieurs chimiques prioritaires en Belgique 61
2. Polluants intérieurs microbiologiques en Belgique 65
2.1 Vue d'ensemble des polluants intérieurs microbiens 65
2.2 Effets sur la santé des polluants microbiologiques 85
2.3 Conclusions et recommandations sur les polluants microbiologiques intérieurs en Belgique 93
3.1 Problème 95
3.2 Vue d'ensemble et bilan actuel 95
3.3 Effets sur la santé publique 101
3.4 Conclusions et recommandations sur le radon pour l'air intérieur en Belgique 103
IV. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 105
V. REFERENCES 108
VI. APPENDICES 125
VII. COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL 132

ABREVIATIONS ET SYMBOLES

ACGIH	*American Conference of Governmental Industrial Hygienists*
ACV	Analyse du cycle de vie
ADN	Acide désoxyribonucléique
AFCN	Agence fédérale de Contrôle nucléaire
AFSSETT/ANSES	Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
AgBB	*Ausschuss zur gesundeheitlichen Bewertung von Bauprodukten*
AIRMEX	Entreprise d'évaluation des expositions et de surveillance de l'air intérieur européen
ALARA	*As Low As is Reasonably Achievable* – Niveau le plus faible qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre
APW	Association des Provinces Wallonnes
ATSDR	*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (Atlanta, États-Unis)
AVCI	Années de vie corrigées de l'incapacité
AVP	Années de vie perdues
AVPI	Années de vie perdues à cause d'une incapacité
BIBA	*Binnenlucht in Basisscholen* – Air intérieur dans les écoles primaires
BPCO	Bronchopneumopathie chronique obstructive
Bq	Becquerel
Bqh/m³	Becquerel heure par mètre cube
BTEX	Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes
CDC	*Centers for Disease Control and Prevention* (États-Unis) – Centres pour le contrôle et la prévention des maladies
CDM	Coût de la maladie
CE/CO	Carbone élémentaire/Carbone organique
CEHAP	*Children's Environment and Health Action Plan* – Plan d'action pour l'environnement et la santé des enfants
CEM	Coût environnemental de la maladie
CEN	Comité européen de normalisation
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CLI	Concentration limite d'intérêt
CO	Monoxyde de carbone
CO_2	Dioxyde de carbone
COSV	Composants organiques semi-volatils
COTV	Composants organiques très volatils
COV	Composants organiques volatils
COVM	Composants organiques volatils microbiens
COVT	Composants organiques volatils totaux
CP	Cancer du poumon
CPR	*Construction Products Regulation* – Règlement pour les produits de construction
CRIPI	Cellule Régionale d'Intervention en Pollution Intérieure / *Regionale Cel voor Interventie bij Binnenluchtvervuiling*

CSS	Conseil Supérieur de la Santé
CVC	Chauffage, ventilation et climatisation
DNPH	2,4-Dinitrophénylhydrazine
DPEB	Directive relative à la performance énergétique des bâtiments
EHAP	*European Environment and Health Action Plan* – Plan d'action européen pour l'environnement et la santé
EOTA	*European Organisation for Technical Assessment* – Organisation européenne pour l'évaluation technique
EPA	*Environment Protection Agency* – Agence américaine pour la protection de l'environnement
F	Fumeur
FARES	Fonds des Affections RESpiratoires (ASBL)
FLIES	*Flemish Indoor Exposure Study* – Étude flamande sur les expositions intérieures
FTA	Fumée de tabac ambiante
GC-MS	*Gas Chromatography-Mass Spectrometry* – Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse
GerES	*German Environmental Survey* – Enquête allemande sur l'environnement
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HPLC	*High Performance Liquid Chromatography* – Chromatographie en phase liquide haute performance
IBGE-BIM	Bruxelles Environnement - *Leefmilieu Brussel*
IC	Intervalle de confiance
ICP-OES	*Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry* – Spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif
ICRP	*International Commission on Radiological Protection* – Commission internationale de protection radiologique
IgE	Immunoglobuline E
ISO	Organisation internationale de normalisation
ITS	*Internal Transcribed Spacer* – Espaceur transcrit interne
JRC	*Joint Research Centre* – Centre commun de recherche
LEED	*Leadership in Energy & Environmental Design*
LNE	*Departement Leefmilieu Natuur en Energie, Vlaamse Overheid*
LPI	Laboratoire d'études et de prévention des Pollutions Intérieures
MMK	*Medische MilieuKundige*
mSv	milliSievert
MTBE	Méthyl tert-butyl éther
NB	Normes de base
NEHAP	*National Environmental Action Plan* – Plan national d'action environnement
NF	Non-fumeur
nSv	nanoSievert
OEHHA	*Office of Environmental Health Hazard Assessment*
OMS	Organisation mondiale de la Santé
ONE	Office de la Naissance et de l'Enfance
OQAI	Observatoire de La Qualité de L'Air Intérieur

PCR	*Polymerase Chain Reaction* – Amplification en chaîne par polymérase
PM	*Particulate Matter* – Particules fines
QAI	Qualité de l'air intérieur
RCS	*Reuter Centrifugal Sampler* – Préleveur d'air Reuter
RIVM	*Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu*
RMC	Ratio maximal cumulé
RR	Risque relatif
RUinh	Risque unitaire d'inhalation
SAMI	Services d'Analyse des Milieux Intérieurs de Wallonie
SCHER	*Scientific Committee on Health and Environmental Risks*
SÉH	Syndrome des édifices hermétiques
SIDA	Syndrome d'immunodéficience acquise
STPO	Syndrome toxique dû aux poussières organiques
TMB	Triméthylbenzène
UFC	Unité Formant Colonie
UNSCEAR	*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* – Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants
US EPA	*United States Environmental Protection Agency* – Agence américaine pour la protection de l'environnement
VAZG	*Vlaams Agentschap voor Zorg en Gezondheid, Vlaamse Overheid*
VEA	*Vlaams Energieagentschap*
VR	Valeur de référence
WIV-ISP	*Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid-Institut Scientifique de Santé Publique*
XRF	*X-ray fluorescence* – Fluorescence à rayons X
ZRR	Zones à risque de radon

I. INTRODUCTION ET QUESTION

L'air intérieur contient une multitude de contaminants, généralement d'une plus grande variété que ceux rencontrés à l'extérieur, et à des concentrations plus élevées pour certains d'entre eux. En raison du schéma d'activités actuel de la population, qui révèle que les gens passent en moyenne 85 % de leur temps à l'intérieur, l'exposition globale à la pollution environnementale est en large partie déterminée par l'environnement intérieur (étude européenne EnVIE, 2009). L'air intérieur est donc un déterminant environnemental clé de la santé d'un individu.

L'impact potentiel d'une mauvaise QAI sur la santé et son contexte sont reconnus depuis plusieurs décennies (*Nederlandse Gezondheidsraad*, 1984), la fumée de tabac ambiante (FTA) étant pointée du doigt comme l'un des principaux responsables de la pollution intérieure, et l'enveloppe du bâtiment et sa ventilation comme déterminants potentiels de la QAI. Les tendances mondiales actuelles et les évolutions en matière de durabilité, conduisant à une utilisation accrue de nouveaux matériaux de construction plus durables ou recyclés, ainsi qu'à des bâtiments mieux isolés, plus étanches, et de plus en plus écologiques, dotés d'une ventilation mécanique contrôlée, auront en effet une incidence considérable sur la qualité de l'environnement intérieur dans un avenir proche (Crump et al., 2010). Cette évolution vers un développement durable tend également à responsabiliser les occupants des bâtiments dans le maintien d'un air intérieur sain en termes d'utilisation et d'entretien des systèmes de ventilation.

L'impact d'une QAI non idéale sur la perte d'espérance de vie en bonne santé, exprimée par le coût de la maladie (CDM) en années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI), a été calculé dans l'étude européenne EnVIE pour sept fardeaux de santé publique : l'asthme, les maladies cardiovasculaires, les bronchopneumopathies chroniques obstructives (BPCO), le cancer du poumon, le syndrome des bâtiments malsains, les maladies infectieuses respiratoires et l'intoxication au monoxyde de carbone (CO). L'étude a révélé que la contribution CDM annuelle en Belgique variait de 1 à 12 000 années par pathologie. À l'échelle de l'Union européenne, cela représente globalement 2 millions d'AVCI par an au sein d'une population de 480 millions. Une étude de suivi (IAIAQ, Jantunen et al., 2011) a par ailleurs confirmé que le coût européen des maladies causées ou favorisées par l'air intérieur s'élevait à 3 % du coût total de la maladie. Il convient toutefois de noter que le calcul de ce pourcentage est basé sur les chiffres disponibles en matière de risque. Il peut en résulter une sous-estimation de l'impact du fait que, pour plusieurs substances présentes dans l'air intérieur, il n'existe aucun chiffre de risque, excluant dès lors ces substances des calculs.

Parallèlement, les bienfaits pour la santé de politiques de QAI ont été quantifiés pour une sélection de 12 politiques. Il ressort pour la Belgique des chiffres variant entre 700 et 17 000 AVCI par an et par politique. Les polluants intérieurs les plus significatifs au niveau du CDM étaient les suivants : particules fines (PM), humidité, bioaérosols, radon, CO et composants organiques volatils (COV).

Au vu de ce contexte, il devient urgent de formuler une direction et des recommandations visant la réduction des effets sanitaires causés par les environnements intérieurs, en ciblant spécifiquement les polluants majeurs qui influent sur le CDM. Cette analyse entreprise par le Conseil Supérieur de la Santé (CSS) évalue de façon critique la connaissance actuelle de la QAI (polluants chimiques, contaminants microbiens et expositions au radon) dans les foyers et bâtiments publics belges afin d'identifier les lacunes, définir les besoins et établir des recommandations au niveau national.

II. MÉTHODOLOGIE DE L'AVIS

Après avoir analysé la demande, le Conseil d'administration et le Président du groupe de travail ont identifié les domaines d'expertise nécessaires. Un groupe de travail *ad hoc* a ensuite été mis en place, composé d'experts dans les domaines des polluants chimiques, polluants microbiens et risques d'expositions au radon. Les experts de ce groupe de travail ont fourni une déclaration d'intérêts *ad hoc* et à portée générale, et le Comité de déontologie a évalué le risque potentiel de conflits d'intérêts.

Le présent avis repose sur une analyse de la littérature scientifique existante et de documents parallèles publiés entre 2005 et 2015, effectuée avec le soutien d'experts nationaux.

Cette analyse est divisée en trois parties : Polluants chimiques prioritaires de l'air intérieur (PARTIE A), Polluants intérieurs microbiologiques (PARTIE B) et Présence de radon dans l'air intérieur (PARTIE C). Les sous-parties de chaque section analysent avec critique la situation nationale actuelle (en termes de concentrations et d'expositions), identifient les sources intérieures, les effets sur la santé et l'évaluation des risques, la législation en vigueur, et quantifient les bienfaits sur la santé résultant de politiques, ou de mesures préventives ou réparatrices, puis proposent des conclusions, recommandations et appellent à la réalisation de nouvelles recherches.

Les environnements intérieurs décrits dans cette analyse portent sur des logements et bâtiments publics, tels que des écoles, des garderies ou des bureaux, à l'exclusion des moyens de transport et des expositions professionnelles intérieures. Les contaminants examinés sont les agents chimiques présents dans l'air intérieur, les polluants microbiens et le radon, sans toutefois prendre en compte les paramètres physiques de l'environnement intérieur (par exemple, la température, l'humidité, les champs électromagnétiques). Les sources chimiques intérieures traitées ici sont les émissions des produits (des matériaux de construction, du mobilier, des produits ménagers et de consommation), Les mesures relatives à l'activité humaine (tabagisme passif, impact des installations CVC et des appareils de purification de l'air, par exemple) sont exclues de cette analyse. À noter que si le tabagisme passif n'est pas inclus dans cette analyse, c'est en raison de la littérature étendue déjà disponible relative à l'impact du tabagisme dans des endroits clos sur la QAI et la santé des occupants.

Suite à l'approbation du rapport consultatif par le groupe de travail et par le groupe de travail permanent « Agents chimiques », il a été finalement validé par le Conseil d'administration.

III. ÉLABORATION ET ARGUMENTATION

1. Polluants chimiques prioritaires de l'air intérieur en Belgique

1.1 Introduction

L'air intérieur contient une multitude de polluants, généralement d'une plus grande variété que ceux rencontrés à l'extérieur, et à des concentrations plus élevées pour un bon nombre d'entre eux. L'exposition globale à la pollution de l'air est en large partie déterminée par l'environnement intérieur, en raison du schéma d'activités actuel de la population (étude européenne EnVIE, 2009), qui révèle que les gens passent en moyenne 85 % de leur temps à l'intérieur. Conséquence : l'air intérieur est un déterminant environnemental clé de la santé d'un individu. La qualité de l'air intérieur (QAI) dépend de facteurs majeurs, tels que l'air ambiant, l'enveloppe du bâtiment (étanchéité, ventilation du bâtiment et système de ventilation) et les sources intérieures (dispositifs de chauffage, matériaux de construction ou biens de consommation, par exemple). La concentration d'un polluant est influencée non seulement par son taux d'émissions intérieur, mais aussi par son taux de transport entre l'extérieur et l'intérieur, son taux d'élimination sur les surfaces intérieures, son taux d'absorption par la composition chimique de l'air intérieur et son taux d'extraction par les systèmes de ventilation ou de filtration (Weshler, 2009). Par conséquent, les tendances mondiales actuelles en matière de développement durable, qui se caractérisent par un nombre accru de logements mieux isolés, plus étanches et plus écologiques, dotés d'une ventilation mécanique contrôlée, peuvent avoir une incidence supplémentaire importante sur la qualité de l'environnement intérieur à l'avenir (Crump *et al.*, 2010). Au vu de ce contexte, il devient urgent de formuler une orientation et des recommandations visant la réduction des effets sanitaires attribuables aux environnements intérieurs.

L'impact d'une QAI non idéale sur la perte d'espérance de vie en bonne santé, que l'on appelle le coût de la maladie (CDM) et qui s'exprime en années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI), a été calculé dans le cadre de l'étude européenne EnVIE (2009) pour sept fardeaux de santé publique : l'asthme, les maladies cardiovasculaires, les bronchopneumopathies chroniques obstructives (BPCO), le cancer du poumon, le syndrome des édifices hermétiques (SÉH), les maladies infectieuses respiratoires et l'intoxication aigüe au CO. À l'échelle de l'Union européenne, cela représente globalement 2 millions d'AVCI par an au sein d'une population de 480 millions. Les chercheurs Jantunen *et al*. (2011) ont par ailleurs révélé dans une étude de suivi (IAIAQ, 2010) que l'air ambiant serait responsable de 2/3 du coût total de la maladie découlant des expositions à l'air intérieur en Europe. Le tiers restant lié aux expositions à l'air intérieur serait quant à lui causé par les installations de chauffage et de combustion (cuisson et chauffage à l'aide de combustibles solides), les systèmes d'approvisionnement en eau et les fuites d'eau. La condensation et le sol sous-jacent représentent deux autres sources importantes de radon dans le CDM lié à la QAI. Les polluants intérieurs les plus importants au niveau du CDM identifiés dans l'étude sont les suivants : particules fines, humidité, bioaérosols, radon, CO et, dans une moindre mesure, les COV.

En Europe, le CDM total le plus significatif causé par la QAI (sources intérieures) est enregistré dans les pays de l'Est (jusqu'à 8 400 AVCI par an et par million d'habitants) ; le taux le plus faible (entre 690 et 980 AVCI par an et par million d'habitants) étant observé dans les pays d'Europe du Nord. La Belgique se situe, quant à elle, dans le deuxième quartile le plus performant (entre 980 et 1 230 AVCI par an et par million d'habitants) (Jantunen *et al.*, 2011).

Bien que le CDM en Europe de l'Est et dans les Balkans soit substantiellement plus élevé (4e quartile, entre 1 760 et 8 400 AVCI par an et par million d'habitants) qu'en Belgique, une amélioration de la QAI dans les environnements intérieurs belges permettrait de faire baisser encore davantage le CDM total au sein de la population belge.

Mais pour pouvoir définir des recommandations réglementaires, ainsi que des mesures et directives de réduction de la pollution ciblées en vue d'améliorer la qualité de l'air dans les différents habitats à l'échelle nationale, une analyse approfondie des connaissances relatives à la situation réelle de l'air intérieur en Belgique est requise.
Certains pays voisins, et notamment la France et l'Allemagne, ont mis en place des initiatives nationales de centralisation et de revue des recherches liées à la QAI. Côté français, des questionnaires harmonisés sur la prévalence de l'asthme et de la rhinite envoyés à un panel de 1 012 habitants dans le cadre d'une étude menée par Billionnet *et al*. (2011) ont rapporté des taux intérieurs de 20 COV dans 490 habitats français. L'enquête allemande sur l'environnement (GerES) repose, quant à elle, sur des études menées auprès de populations représentatives de la nation et conduites de manière répétée depuis le milieu des années 1980. Elle se focalise sur les expositions, la biosurveillance et les évaluations, via des questionnaires soumis à des environnements domestiques. Au fil des années, les résultats de cette enquête de grande ampleur ont fait l'objet de plus de 14 articles scientifiques (http://www.umweltbundesamt.de). On dénombre aussi d'autres initiatives menées dans une sélection de pays, dont l'étude EXPOLIS, qui s'est intéressée aux expositions individuelles et aux niveaux micro-environnementaux de polluants de l'air chez des adultes vivant en zone urbaine de six villes européennes pendant un an (1998) (Kousa *et al.*, 2002 ; Saarela *et al.*, 2003 ; Lai *et al.*, 2007, notamment). Nous pouvons aussi citer l'étude AIRMEX (évaluation des expositions et surveillance de l'air intérieur européen), conduite entre 2003 et 2008 et qui a examiné les expositions intérieures, extérieures et individuelles aux COV au sein de bâtiments publics, d'écoles, de jardins d'enfants et d'habitats privés de 11 villes d'Europe (Geiss *et al.*, 2011).

La littérature accessible contient également des volumes conséquents de données scientifiques, publiques et officielles sur les contaminants chimiques des environnements intérieurs. Une recherche dans la base de données documentaire Scopus à l'aide des mots-clés « qualité de l'air intérieur » a ainsi abouti au total à 2 547 publications européennes diffusées entre 2005 et 2013 dans l'Union européenne (recherche exécutée en date du 16/05/2013). D'après cette recherche, il ressort que la majeure partie de ces publications européennes provient du Royaume-Uni, d'Allemagne et de France. Sur les 18 pays recensés, la Belgique arrive en 13e position, ne représentant que 3,8 % des publications européennes portant sur la QAI. À noter que les pays comptant moins de 20 références ne sont pas repris dans cette liste.

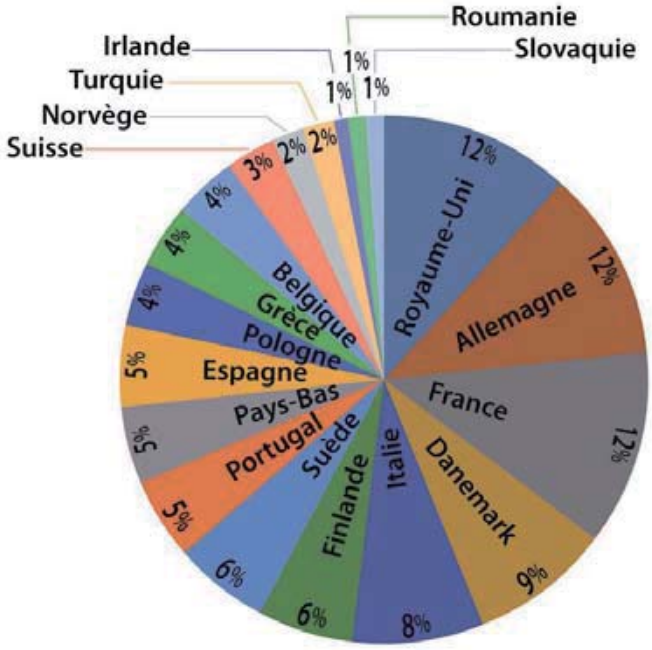

Figure 1. Contributions relatives au nombre total de publications sur la QAI générées en Europe entre 2005 et 2013 (recherche Scopus en date du 16/05/2013)

Même si plusieurs études et projets d'évaluation belges de la QAI ont été menés ces 10 dernières années au niveau national, régional et provincial, peu ont finalement fait l'objet d'une publication scientifique (Bladt *et al.*, 2010 ; Stranger *et al.*, 2009 ; Stranger *et al.*, 2008 ; Stranger *et al.*, 2007). Jusqu'au présent, aucune initiative n'a été entreprise pour intégrer et analyser avec critique les conclusions des diverses recherches conduites dans les écoles, les garderies, les habitats, les bureaux et autres environnements intérieurs belges dans le cadre d'un examen exhaustif de la QAI en Belgique.

C'est pourquoi le présent examen répertorie et analyse les différentes évaluations sur la QAI qui ont été conduites en Belgique depuis 2005, et avance un bilan des risques pour la santé, basé sur les niveaux estimés de la QAI. Passant en revue une large variété d'environnements intérieurs et de polluants de l'air, cet examen permettra de déterminer, avec plus de précision, l'impact sur la santé de la QAI en Belgique. Une comparaison des connaissances existantes sur la QAI par rapport à l'état actuel des émissions de produits contribuera également à dresser la liste des besoins futurs en matière de QAI. Les lacunes et les besoins seront identifiés et aideront à formuler des conclusions et des recommandations visant la réduction des effets sanitaires causés par les environnements intérieurs.

1.2 Présentation des initiatives belges de surveillance de l'air intérieur

1.2.1 Études d'évaluation de la QAI en Belgique

Les données incluses dans cette analyse se limitent aux études réalisées entre 2005 et 2015. Les habitats intérieurs qui y sont traités concernent les résidences et bâtiments publics. Toutefois, dans l'optique de parvenir à une analyse représentative de la population globale en termes de contribution à l'exposition totale, les bâtiments publics occupés moins de 5 % du temps (Glorieux *et al.*, 2002 ; Torfs *et al.*, 2008) ont été exclus.

Cet examen s'intéresse aux composants prioritaires, sélectionnés sur la base de leur prévalence dans les directives de l'OMS relatives à la qualité de l'air intérieur (OMS, 2010), les valeurs guides et d'intervention liées à la QAI issues des recherches en Région flamande (*Vlaams Binnenmilieu Besluit*, Arrêté du Gouvernement flamand du 11 juin 2004), le projet INDEX (JRC, 2005) et le plan NEHAP (plan national d'action environnement) belge (application belge du plan d'action européen pour l'environnement et la santé). Une synthèse des composants chimiques prioritaires ciblés dans cette étude, ainsi que leurs effets potentiels sur la santé, est disponible dans le Tableau 1. À noter que les substances chimiques répertoriées dans le tableau et associées à un tiret ne font état d'aucune valeur guide attribuée par l'OMS, par les consignes flamandes en matière de QAI ou par le projet européen Index. Elles ont en revanche été identifiées comme prioritaires par le groupe de travail NEHAP.

Tableau 1. Vue d'ensemble des composants prioritaires examinés dans la présente analyse

Composant	**OMS**	**Consignes QAI flamandes**	**Projet INDEX UE**	**Groupe de travail NEHAP**	**Classification CIRC$**	**Effets critiques sur la santé***
Benzène	x	x	X(G1)**	X	Groupe 1	Leucémie, génotoxicité, troubles hématotoxiques
Monoxyde de carbone	x	x	X(G1)		-	Troubles neurocomportementaux, cardiopathies ischémiques, décès
Formaldéhyde	x	x	X(G1)	X	Groupe 1	Irritation sensorielle, symptômes respiratoires
Naphtalène	x		X(G1)		Groupe 2B	Lésions de l'appareil respiratoire
Dioxyde d'azote	x	x	X(G1)		-	Symptômes respiratoires
Benzo(a)pyrène	x					Cancer du poumon, troubles respiratoires
Radon	x				Groupe 1	Cancer du poumon
Trichloroéthylène	x	x		X	Groupe 2A	Cancérogénicité (foie, rein, canal cholédoque et lymphome non hodgkinien)
Tétrachloroéthylène	x	x			Groupe 2A	Troubles rénaux
Acétaldéhyde		x	X(G2)	X	Groupe 2B	Symptômes respiratoires
Aldéhydes totaux**		X				-
Amiante		X			Groupe 1	Cancer
Dioxyde de carbone		X			-	-
Ozone		X			-	Symptômes respiratoires
Toluène		X	X(G2)	X	Groupe 3	Troubles neurologiques
COV (totaux)**		X				-
$PM_{2.5}$ (particules en suspension)		X			-	Troubles cardiovasculaires et respiratoires
PM_{10} (particules en suspension)		X			-	Troubles cardiovasculaires et respiratoires
Xylènes			X(G2)		Groupe 3	Irritation sensorielle, troubles neurologiques
Styrène			X(G2)		Groupe 2B	Troubles neurologiques
Alfa-pinène			X(G3)	x		Irritation sensorielle
Limonène			X(G3)	x	Groupe 3	Irritation sensorielle, troubles neurologiques
Ammoniac			X(G3)		-	Troubles respiratoires
1,2,4-triméthylbenzène				x	-	Troubles neurologiques, diminution du temps de coagulation
Triclosan				x	-	Troubles endocriniens
Diisocyanate de méthylène				x	-	Hyperplasie de l'épithélium olfactif
Éthers de glycol				x		
Perméthrine				x	Groupe 3	Troubles neurologiques
Chlorure de vinyle				x	Groupe 1	Cancer, troubles hépatiques
Retardateurs de flamme bromés				x	-	Troubles neurocomportementaux

** Effets sur la santé rapportés dans l'étude INDEX (JRC, 2005) et les directives de l'OMS relatives à la QAI (2010)*

*** G1 : composés haute priorité ; G2 : composés de priorité secondaire ; G3 : substances chimiques appelant à la réalisation d'autres recherches concernant l'exposition humaine ou les valeurs de dose-réponse*

$ Classification CIRC : Groupe 1 : agents cancérogènes pour l'homme ; Groupe 2A : agents probablement cancérogènes pour l'homme ; Groupe 2B : agents peut-être cancérogènes pour l'homme ; Groupe 3 : agents inclassables quant à leur cancérogénicité (http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php)

Les initiatives d'établissement des valeurs guides et des composants prioritaires citées ont impliqué plusieurs projets nationaux et européens reposant sur des évaluations de l'environnement intérieur, de la caractérisation des sources, de l'exposition, des risques et de l'impact sur la santé, ainsi que divers programmes législatifs nationaux ou régionaux isolés. Dans le cadre du plan NEHAP découlant de l'initiative EHAP (plan d'action européen pour l'environnement et la santé), plusieurs campagnes et études de surveillance de la QAI (études FLIES (étude flamande sur les expositions intérieures), BIBA (Binnenlucht in Basisscholen, étude sur l'air intérieur dans les écoles primaires) et Clean Air, Low Energy ; programmes de diagnostic des habitats ou ambulances vertes, par exemple), études d'inventaire des directives, projets de caractérisation des sources (comme le projet HEMICPD) et évaluations des risques associés ont été initiés en Belgique, et ont abouti à des propositions de mesures visant à atténuer les sources et réduire l'impact sur la santé. Les sources majoritairement étudiées en Belgique jusqu'à maintenant concernent les produits de construction et biens de consommation intérieurs, tels que les désodorisants, les revêtements de sol, les matériaux de construction, et non les systèmes de ventilation mécanique, les appareils de purification de l'air ou les mesures de l'activité (à l'exception de la fumée de tabac ambiante (FTA)). Une législation a également été mise en place par le biais de la directive DPEB. Cette réglementation a un véritable impact sur l'environnement intérieur, notamment via l'établissement au niveau régional de valeurs guides et d'intervention relatives à la QAI.
L'expérience et l'expertise découlant de ces multiples initiatives menées en Belgique se sont révélées d'une extrême valeur dans le cadre de projets européens continus (Officair, EPHECT, Sinphonie, Intarese, etc.) et ont permis d'étayer sensiblement les connaissances des programmes SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) et IndoorMonit.

Dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air intérieur en Belgique, deux types d'évaluations de la QAI se distinguent : **(1) les études organisées dans des environnements intérieurs dans lesquels aucune plainte liée à la santé n'a été rapportée** par les occupants et menées dans le but de déterminer les concentrations représentatives de polluants dans des micro-environnements intérieurs caractéristiques (afin d'établir des valeurs de référence de la qualité de l'air intérieur) et d'évaluer le risque potentiel pour la santé associé, et les **(2) études organisées dans des bâtiments où les occupants ont rapporté des troubles de la santé liés à l'air intérieur**, visant à identifier les causes ou sources à l'origine de la contamination et des problèmes de santé. Ces deux types d'évaluations de la QAI sont détaillés dans les paragraphes suivants.

1.2.2 Évaluations de la qualité de l'air dans des environnements intérieurs dans lesquels aucune plainte liée à la santé n'a été enregistrée

1.2.2.1 Description des études menées par la Belgique

Ce premier type d'évaluation de la QAI regroupe des études ciblées de grande envergure. En Belgique, ces recherches sont organisées au niveau régional ou relèvent de contributions nationales s'inscrivant dans des projets de recherche européens à plus grande échelle. Les principaux objectifs de ces études consistent à identifier les sources de pollution intérieure courantes au sein de la population étudiée et à établir les valeurs de référence de différents polluants chimiques de l'air intérieur dans des environnements spécifiques. Ce type de recherche vise également à évaluer la QAI en vertu des consignes régionales (Arrêté du Gouvernement flamand sur l'environnement intérieur du 11 juin 2004) ou d'autres directives pertinentes en lien avec la QAI (celles de l'OMS par exemple), et à estimer les risques d'exposition et sanitaires associés à un environnement intérieur spécifique. Le plan de l'étude (recrutement et sélection des sites intérieurs, des polluants, des méthodes d'échantillonnage, de la durée d'échantillonnage et des stratégies) dépend de l'objectif d'intérêt du projet, et peut varier d'une étude à l'autre
L'étude **FLIES** a été organisée en 2006-2007 pour explorer les concentrations intérieures et extérieures de 14 polluants présents dans l'air de différents environnements, ainsi que leurs risques pour la santé. Les sites étudiés incluaient des habitats privés, des établissements d'apprentissage (écoles et garderies), des moyens de transport (transport public et privé) et des

lieux de loisirs (salles de gym, piscines et bibliothèques). Les échantillonnages ont été réalisés au niveau de 190 points répartis sur 73 sites. Dans le cadre de cette étude, des échantillonneurs d'air passifs ont été exposés pendant une durée d'une semaine afin d'évaluer les concentrations atmosphériques d'aldéhydes (échantillonneur passif Umex 100, SKC), de COV (échantillonneur passif radiello, Supelco) et de NO_2 (échantillonneur passif de l'institut suédois IVL). Le taux de CO_2 intérieur, la température et l'humidité relative ont également été surveillés.

Le projet **BIBA** a été organisé pendant la saison de chauffage 2008-2009, dans 90 salles de classe de 30 écoles primaires. Au total, 14 polluants présents dans l'air ont été mesurés pendant cinq jours d'école consécutifs, au niveau de 150 points d'échantillonnage intérieurs et extérieurs. L'objectif était d'évaluer les concentrations intérieures dans un ensemble de salles de classe réparties de manière homogène en Région flamande et représentatives des infrastructures scolaires de la Flandre. L'impact de l'air ambiant, du mobilier scolaire et de la ventilation (ou de l'absence de ventilation) sur la QAI, ainsi que la corrélation de ces facteurs avec la santé respiratoire des élèves ont été examinés. Dans le cadre de ce projet, des échantillonneurs d'air passifs ont été installés simultanément à l'intérieur et à l'extérieur pendant cinq jours d'école consécutifs afin d'évaluer les concentrations atmosphériques d'aldéhydes (échantillonneur passif Umex 100, SKC) et de COV (échantillonneur passif radiello, Supelco). Les taux de particules fines ont été relevés par mesure optique (compteur de poussières Grimm 1.108) et par dosage gravimétrique (échantillonneurs statiques MS&T de type Harvard, Air Diagnostics) pendant les heures de cours (à savoir de 8h00 à 16h00). Le taux de CO_2 intérieur, la température et l'humidité relative ont également été surveillés en continu durant toute la période d'échantillonnage, dans chacune des écoles.

Dans le cadre du programme de **surveillance des habitats ne recensant pas de plainte relative à la santé**, un panel de 20 contaminants chimiques a été analysé dans 450 résidences dispersées en Région flamande et incluant une sélection de résidences représentatives des constructions urbaines et rurales existantes. L'étude a impliqué un travail de terrain organisé entre 2008-2012 et couvrant toutes les saisons. Son objectif était d'estimer la QAI dans des habitats représentatifs ne recensant pas de plainte relative à la santé, afin d'identifier les causes et sources à l'origine de l'accroissement des concentrations intérieures et d'évaluer ces environnements intérieurs en vertu de l'Arrêté du Gouvernement flamand sur l'environnement intérieur. Dans le cadre de cette étude, des échantillonneurs d'air passifs ont été exposés pendant sept jours afin d'évaluer les concentrations atmosphériques d'aldéhydes (Umex 100, SKC), de COV (radiello, Supelco) et de NO_2 (institut suédois IVL). Le taux de CO_2 intérieur, la température et l'humidité relative ont également été surveillés.

L'étude ***Clean Air, Low Energy*** a ciblé des logements et établissements scolaires installés dans des constructions passives et basse consommation dotées d'une ventilation mécanique. Des échantillons intérieurs et extérieurs simultanés ont été prélevés dans 25 maisons et 26 salles de classe, à l'aide d'échantillonneurs passifs relevant les concentrations d'aldéhydes (Umex 100, SKC) et de COV (radiello, Supelco). Les taux de particules fines ont été analysés par dosage gravimétrique ($PM_{2.5}$, échantillonneurs statiques MS&T de type Harvard ; dans les salles de classe pendant les heures de cours de 8h00 à 16h00 ; et dans les habitations durant trois journées complètes consécutives), ainsi que par mesure optique (Grimm 1.108). Outre la surveillance du taux de CO_2 intérieur, de la température et de l'humidité relative, l'étanchéité à l'air des bâtiments et le débit de renouvellement d'air ont également été caractérisés. Des échantillons d'air et des dépôts de poussière ont parallèlement été analysés afin de déterminer leur teneur bactérienne et fongique.
Dans le cadre des activités de l'**ambulance verte de la CRIPI** (Cellule Régionale d'Intervention en Pollution Intérieure de la Région bruxelloise), un nouveau projet a été développé en 2006. Un tiers du nombre total des demandes de la CRIPI concerne la tranche d'âge 0-6 ans et les crèches, c'est-à-dire des lieux fréquentés par de jeunes enfants pendant de longues périodes. C'est ce constat qui a motivé le développement d'une cellule d'extension de la CRIPI, créée pour examiner la qualité

de l'environnement intérieur des crèches. Approchées sur une base volontaire, 28 crèches ont été analysées. Dans le cadre de cette analyse, le personnel des crèches a été invité à compléter un questionnaire. Des mesures ont ensuite été relevées dans les différentes pièces (salles de jeu, salles de bain, chambres et cuisines). Les mesures ont permis de quantifier les polluants suivants : COV (benzène, toluène, xylènes, solvants chlorés, terpènes, etc.), formaldéhyde et pesticides. La température, l'humidité relative, les particules fines (PM1-2.5-10), ainsi que les taux de CO_2 et d'oxyde d'azote ont également été examinés.

Le **projet NEHAP portant sur les crèches** avait pour objectif d'identifier les problèmes d'environnement intérieur inhérents aux crèches, dans le but de réduire le risque de nocivité sur la santé des enfants, d'accroître la sensibilisation et la prévention au sein des crèches sur la question de l'environnement intérieur, de soutenir les crèches participantes dans leurs efforts d'adaptation et d'amélioration de la qualité de l'environnement intérieur et de définir des solutions efficaces aux problèmes identifiés. Co-financé par les ministères belges en charge de l'environnement et de la santé dans le cadre de la mise en œuvre du plan CEHAP (Plan d'action pour l'environnement et la santé des enfants) (www.nehap.be), le projet a élaboré un outil d'auto-évaluation destiné à jauger l'environnement intérieur des crèches. Cet outil était basé sur des facteurs que le personnel était à même d'observer. Le but de cette phase était d'évaluer environ 600 crèches dans tout le pays. Des sessions de formation ont été organisées localement, des consignes explicatives ont été développées et un service d'assistance a été mis en place pendant toute la durée du processus.

Une phase analytique supplémentaire visant à évaluer les facteurs non observables par le personnel a parallèlement été organisée et menée dans un nombre limité de crèches (25). La température et l'humidité relative ont été mesurées à l'aide d'une sonde CTN, tandis que les concentrations de CO et de CO_2 ont été relevées au moyen d'un dispositif électrochimique et PID (TESTO 400), respectivement. Les taux de COV ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS), conformément à la norme NBN EN ISO 16017-1, au terme de quatre heures d'échantillonnage (300 ml/min), avec une pompe d'échantillonnage programmable GilAir 5 (Gillian) d'une capacité de 20 ml à 6 l/min, sur des cartouches Carbotrap. Pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, une analyse par chromatographie en phase liquide haute performance (HPLC) (ISO 16000-3) a été réalisée au bout de 48 heures d'échantillonnage passif sur une cartouche DNPH (2,4-dinitrophénylhydrazine).

La présence de plomb dans les peintures a été testée à l'aide d'un spectromètre portable de fluorescence à rayons X (XRF) (NITON XLP/300), et confirmée par absorption atomique en cas de détection, en vertu de la norme NF FD T90-119. La présence de plomb dans l'eau a également été analysée, au moyen d'un appareil PerkinElmer de spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif (ICP-OES) (norme ISO 11885). Des particules fines PM2.5 et PM10 ont été prélevées par méthode gravimétrique (impacteur développé par l'Université Harvard), puis la composition inorganique des échantillons collectés a été déterminée à l'aide d'un système EDXRF Epsilon 5. Pour identifier le niveau de radon, un compteur alpha (RADIM 3A) a été utilisé. Des échantillons de moisissures ont été collectés dans l'air via un appareil RCS + Biotest, ainsi que sur les surfaces, à l'aide de la méthode RCS (préleveur d'air Reuter) et de boîtes RODAC. La présence de bactéries *Legionella* a été examinée par recherche en PCR (amplification en chaîne par polymérase), suivie d'une mise en culture dans un laboratoire certifié ISO 17025 en cas de résultat PCR positif (norme NF T90-431). Enfin, la présence d'acariens a été analysée via un test Acarex. La phase analytique a permis de confirmer certains éléments mis en évidence par le biais des questionnaires, mais a également fait apparaître d'autres paramètres.
Afin de renforcer l'impact à long terme du projet, toutes les crèches participantes ont reçu des recommandations ciblées. Les résultats ont par ailleurs été présentés lors de sessions de formation et un kit d'accompagnement a été proposé pour les ateliers futurs.

L'**étude HAP** (hydrocarbures aromatiques polycycliques) a été initiée pour évaluer l'exposition intérieure et démontrer l'applicabilité de biomarqueurs humains dans le cadre de la détection des HAP en Région flamande. De manière plus spécifique, l'étude visait à : (i) identifier les sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques intérieurs ; (ii) utiliser des biomarqueurs pour estimer l'exposition aux HAP et les effets associés ; (iii) suggérer des indicateurs/composés pertinents favorisant le suivi de la politique en matière de qualité de l'air intérieur. Des mesures intérieures des HAP en suspension dans l'air et dans des dépôts de poussière ont été effectuées dans 25 résidences des provinces flamandes d'Anvers et du Limbourg, durant les mois d'hiver et d'été 2010. Au total, 16 HAP ont été identifiés dans les deux types d'échantillons : naphtalène, acénaphtylène, acénaphtène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène.

L'**étude SAMI-Lux** (*Service d'Analyse des Milieux Intérieurs de Wallonie - Luxembourg*) **menée dans les écoles primaires** a été conduite dans 72 écoles de la Province de Luxembourg dans le but d'évaluer l'environnement intérieur des écoles, de formuler des recommandations et de sensibiliser les personnes fréquentant les écoles. Dans le cadre de cette étude, les COV et COVT ont été activement surveillés sur une période de temps de 60 minutes (cartouches Carbotrap), de même que la concentration en formaldéhyde, qui a fait l'objet d'un échantillonnage actif d'une durée de 240 minutes. La température, l'humidité relative et le taux de CO_2 ont parallèlement été déterminés à l'aide de six mesures ponctuelles relevées pendant les heures de cours de la matinée.

Le Tableau 2 récapitule les différentes campagnes de surveillance de la QAI qui ont été menées en Belgique depuis 2005 dans des environnements ne recensant pas de plainte relative à la santé. Il convient de noter que la majorité des sites étudiés concerne des résidences privées. Pour les bâtiments publics, les connaissances majeures sur la QAI proviennent des études conduites dans les écoles et les crèches. Seule une proportion mineure d'échantillons d'air est issue de lieux de loisirs ou de moyens de transport. Au total, ce sont 573 résidences n'ayant pas enregistré de plainte relative à la santé, 117 écoles et 98 crèches belges qui ont fait l'objet d'enquêtes sur la QAI. On constate également que les études sur la QAI se concentrent majoritairement sur la caractérisation de composants multiples. Il ressort en effet que chaque étude recensée se rapporte à au moins 12 paramètres chimiques intérieurs. Dernier point à mentionner : le Tableau 2 répertorie exclusivement les études dont les données sont disponibles en accès ouvert.

Tableau 2. Études sur la QAI menées en Belgique depuis 2005 dans des environnements intérieurs ne recensant pas de plainte relative à la santé

Étude	**Objectif**	**Nb de contaminants chimiques**	**Sites étudiés**	**Nb de sites**	**Organisme coordinateur**
LNE FLIES (2006-2007)	Examiner la QAI ; déterminer des valeurs guides liées à la QAI	14 – intérieurs et extérieurs	Habitats, établissements d'apprentissage, moyens de transport et lieux de loisirs	190 points d'échantillonnage, 73 sites	Département Environnement, Nature et Énergie, Gouvernement flamand
LNE – VAZG BIBA (2008-2009)	Examiner la QAI dans les écoles ; identifier les sources de pollution ; déterminer des valeurs guides liées à la QAI	14 – intérieurs et extérieurs	Salles de classe d'écoles primaires	150 points d'échantillonnage, 90 salles de classe, 30 sites	Département Environnement, Nature et Énergie et Département Santé publique, Gouvernement flamand
Programme flamand de surveillance des habitats ne recensant pas de plainte relative à la santé (VAZG, 2008-2012)	Examiner la QAI dans les habitats privés ; identifier les sources de pollution ; déterminer des valeurs guides liées à la QAI	20 – intérieurs	Habitats	450 résidences	Département Santé publique Gouvernement flamand
LNE – VEA Clean Air, Low Energy (2011-2012)	Examiner la QAI dans les habitats privés ; identifier les sources de pollution ; déterminer des valeurs guides liées à la QAI	23 – intérieurs et extérieurs	Habitats et salles de classe d'écoles écologiques	104 points d'échantillonnage, 27 salles de classe, 25 habitats	Département Environnement, Nature et Énergie et Agence de l'Énergie, Gouvernement flamand
Projet « Crèches » de la CRIPI	Examiner la QAI dans les garderies ; identifier les sources de pollution	37 – intérieurs et extérieurs	Salles de jeu, salles de bain, chambres et cuisines	28 crèches	Bruxelles Environnement (BIM)
Projet NEHAP mené dans les crèches (2007-2009)	Élaborer un outil d'auto-évaluation ; examiner et confirmer la QAI ; proposer des recommandations appropriées et développer une « toolbox » de formation	Questionnaire d'auto-évaluation + 15 paramètres intérieurs et plusieurs paramètres extérieurs	Garderies	494 crèches via le questionnaire d'auto-évaluation + 25 crèches sélectionnées pour les analyses, à raison de 3 pièces/crèche	*Hainaut Vigilance Sanitaire – Hygiène Publique en Hainaut*
Projet « Crèches » en Province de Hainaut (2004-2005)	Examiner la QAI ; proposer des recommandations appropriées	12 paramètres	Garderies	45 crèches	*Hainaut Vigilance Sanitaire – Hygiène Publique en Hainaut*

LNE – Étude sur les HAP (2010)	Évaluer l'exposition intérieure et démontrer l'applicabilité de biomarqueurs humains pour la détection des HAP en Région flamande	16 paramètres intérieurs et extérieurs (phase gazeuse, particules fines et dépôts de poussière)	Habitats	25 résidences	Département Environnement, Nature et Énergie, Gouvernement flamand
SAMI-Lux (2010)	Examiner la QAI dans les écoles primaires	18 paramètres – intérieurs	Salles de classe d'écoles primaires	72 écoles	SAMI-Lux

1.2.2.2 Conclusions des campagnes de surveillance de la QAI dans les environnements intérieurs ne recensant pas de plainte relative à la santé

Le panel de substances évalué dans les études sur la QAI dépend de l'objectif de recherche spécifique de chaque étude. Ainsi, les études visant à évaluer l'impact de conditions environnementales extérieures (comme le trafic) sur l'environnement intérieur couvrent généralement les paramètres NO_2, BTEX et PMx ; tandis que les études cherchant à évaluer l'impact des systèmes de ventilation, des matériaux de construction, du mobilier ou des composants de décoration sur la QAI ciblent davantage les aldéhydes et les COV intérieurs. Le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** dresse la liste des différents ensembles de contaminants himiques qui ont été quantifiés dans les études sur la QAI menées en Belgique depuis 2005, répertoriés en fonction de leur étude respective.

Selon cette vue d'ensemble, il ressort que neuf des 30 composants prioritaires (énumérés dans le Tableau 1) n'ont fait l'objet d'aucune quantification dans les études conduites en Belgique sur la QAI. Il s'agit des composés suivants : CO, ozone, ammoniac, triclosan, diisocyanate de méthylène, éthers de glycol, perméthrine, chlorure de vinyle et retardateurs de flamme bromés. Le CO faisait partie du plan de mesure de plusieurs études, mais n'a été analysé qu'en cas de suspicion. L'ozone n'était inclus dans aucun des plans de mesure des études examinées dans cette analyse, mais a en revanche fait l'objet d'une surveillance dans le cadre de programmes de recherche menés dans les environnements intérieurs de logements résidentiels et d'écoles avant l'année 2005 (Stranger *et al.* 2009 ; Stranger *et al.* 2008). Toutefois, compte tenu de l'instabilité de ce composé dans les milieux intérieurs, les concentrations sont généralement faibles. Nous pouvons donc en conclure que pour les composés *ammoniac, triclosan, diisocyanate de méthylène, éthers de glycol, perméthrine, chlorure de vinyle et retardateurs de flamme bromés*, de nouvelles recherches s'avèrent nécessaires afin de déterminer leurs valeurs de référence pour l'air intérieur à l'échelle nationale. Il convient de noter que plusieurs de ces composés sont des polluants émergents dont les concentrations intérieures, l'impact toxicologique et les expositions associées sont actuellement en cours d'investigation et d'évaluation (c'est notamment le cas de l'étude INFLAME, qui examine les expositions, les voies d'exposition et les aspects toxicologiques des retardateurs de flamme ; http://www.birmingham.ac.uk/research/activity/inflame/index.aspx).

Seulement 11 substances sur les 30 composants prioritaires répertoriés dans le Tableau 1 ont été quantifiées dans une part majoritaire des 788 milieux intérieurs belges n'ayant pas enregistré de plainte sur la santé (résidences, écoles et crèches). Compte tenu de la quantité et de la nature aléatoire de sélection des sites d'échantillonnage, nous pouvons supposer qu'il s'agit d'un sous-ensemble représentatif du parc de logements belge. Seuls les composés *benzène, toluène, formaldéhyde, acétaldéhyde, tétrachloroéthylène* (à l'exception de deux) *et COVT* ont fait l'objet d'une quantification dans toutes les études belges répertoriées, sauf une. Une vue d'ensemble des concentrations de ces composés dans l'air intérieur est exposée dans le **Erreur ! Référence non valide pour un signet.**.

Le tableau montre des concentrations très variables pour certains composés, comme le benzène, le toluène, l'acétaldéhyde et les COVT, dont les différentes valeurs médianes s'inscrivent entre 0,7 et 5,0 µg/m³, 1,7 et 20 µg/m³, 5 et 22 µg/m³ et 63 et 490 µg/m³, respectivement. Concernant les autres composés quantifiés ressortant majoritairement des données, tels que le formaldéhyde, des fluctuations plus ténues (valeurs médianes comprises entre 11 et 23 µg/m²) ont été observées entre les différents jeux de données.
Quant aux composés NO_2, $PM_{2.5}$, PM_{10}, styrène, alpha-pinène et limonène, ils n'ont été caractérisés que dans la moitié des études belges disponibles. Ces paramètres font état d'une variabilité considérable, majoritairement constatée pour les particules fines et le limonène. S'agissant du composé PMx (particules fines en suspension), les concentrations les plus basses ont été détectées dans les logements privés et les plus hautes, dans les écoles et crèches, où un phénomène accru de remise en suspension des dépôts de poussière induit par le déplacement des résidents/enfants a été mis en évidence ; l'impact étant accentué pour les fractions PM de plus grandes tailles.
En outre, un ensemble significatif de paramètres chimiques, autres que les composés prioritaires recensés, a été quantifié dans les environnements intérieurs sans plainte relative à la santé. Il s'agit notamment des alcanes, du méthyl tert-butyl éther (MTBE), des pesticides et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques autres que le naphtalène et le benzo(a)pyrène.

Tableau 3. Concentrations intérieures des composés benzène, toluène, formaldéhyde, acétaldéhyde, tétrachloroéthylène et COVT (en µg/m³).

		Benzène	**Toluène**	**Formaldéhyde**	**Acétaldéhyde**	**Tétrachloroéthylène**	**COV (totaux)****
Logements FLIES	min.	0,7	1,3	1,4	1,1	0,1	138
	médiane	2,1	8,1	23,7	21,8	0,3	491
	moyenne	2,95 ±3,1	14,0 ±18,5	31,6 ±23,6	23,7 ±17,8	1,45 ±6,0	580 ±337
	max.	23,7	122	124	65	52	2 790
Logements VAZG	min.	0,1	0,9	0,2	0,7	0,1	0,1
	médiane	1,0	5,1	22,7	6,2	0,1	337
	moyenne	1,65 ±2,56	31 ±366	26,1 ±16,4	8,5 ±16,0	1,24 ±10,0	437 ±550
	max.	29	7 704	180	264	195	7 520
Logements Clean Air, Low Energy	min.	0,1	0,9	5,0	6,3	0,1	184
	médiane	0,8	1,7	16,3	7,7	0,1	271
	moyenne	0,98 ±0,57	3,1 ±2,68	16,9 ±6,8	8,5 ±1,74	0,10 ±0,000	318 ±193
	max.	2	11	29	13	0,1	1 170
Garderies FLIES	min.	1,22	2,93	10,8	3,1	0,2	255
	médiane	1,98	4,2	16,5	18,5	0,2	395
	moyenne	1,92 ±0,60	4,7 ±1,87	19,4 ±9,5	21,2 ±19,6	0,28 ±0,20	429 ±179
	max.	2,85	7,9	34	43	0,68	766
Écoles BIBA	min.	0,4	0,9	6,3	2,2	0,1	11
	médiane	1,1	3,2	23,0	5,1	0,2	64
	moyenne	1,41 ±0,88	4,5 ±4,8	25,6 ±12,9	5,4 ±1,84	0,37 ±0,44	74 ±60
	max.	4,0	40,5	70,6	11,7	2,2	500
Écoles Clean Air, Low Energy	min.	0,7	1,2	12,1	4,1	0,1	146
	médiane	1,1	5,2	22,9	6,5	0,1	439
	moyenne	1,64 ±1,14	10,9 ±17,8	25,9 ±11,0	8,7 ±5,2	0,14 ±0,12	455 ±229
	max.	5,8	89,0	62,3	23,7	1	1 036
Projet « Crèches » de la CRIPI	min.	1,0	3,0	5,6		0	21
	médiane	2,0	7,7	17,9		2	75
	moyenne	2,1	10,7	20,6		4	79
	max.	4,3	46,6	78,0		19	186
Crèches belges	min.	0,5	0,5	6,2	2,9		93,9
	médiane	2,0	19,7	15,1	6,7		467
	moyenne	2,9	35,5	21,2	8,7		736
	max.	8,5	344	103	24,3		2 700
Écoles SAMI-Lux	min.	0,6	0,0				8,0
	médiane	5,0	8,2				228
	moyenne	7,5	40,9				1 170
	max.	43	2 681				42 100

Tableau 4 Vue d'ensemble des caractérisations chimiques dans les environnements intérieurs n'ayant pas enregistré de plainte relative à la santé

Composant	ÉCOLES/GARDERIES **SANS PLAINTE DE SANTÉ**						HABITATS **SANS PLAINTE DE SANTÉ**				
	BiBa	*Clean Air Low Energy*	Crèches Hainaut	Crèches NEHAP	Crèches CRIPI	Garderies FLIES	SURVEILLANCE	*Clean Air Low Energy*	Habitats FLIES	PAKS	500 habitats
Compsoants prioritaires											
Benzène	X	X	X	X	X		X	X			
Monoxyde de carbone											
Formaldéhyde	X	X	X	X	X	X	X	X			X
Naphtalène										X	
Dioxyde d'azote					X	X	X		X		
Benzo(a)pyrène										X	
Radon			X	X							
Trichloroéthylène		X					X	X			
Tétrachloroéthylène	X	X					X	X			
Acétaldéhyde	X	X		X		X	X	X			
Total des (autres) aldéhydes**	X	X				X	X	X			
Amiante			X	X							
CO_2 (24 h) [ppm]	X	X	(X)	(X)	X		X	X			
Ozone											
Toluène	X	X	X	X	X		X	X			
COV (totaux)**	X	X	X	X		X	X	X	X		
$PM_{2.5}$ (particules en suspension)	X	X		X	X	X		X			
PM_{10} (particules en suspension)				X	X	X					
m- + p-Xylène [µg/m³]	X	X	X	X	X		X	X			
o-Xylène [µg/m³]	X	X	X	X	X		X	X			
Styrène		X	X	X			X	X			
Alpha-pinène		X			X		X	X			
Limonène		X			X		X	X			
Ammoniac ---------- 1,2,4-triméthylbenzène	X	X					X	X	X		
Triclosan											
Diisocyanate de méthylène											
Éthers de glycol											
Perméthrine											
Chlorure de vinyle											
Retardateurs de flamme bromés											

Composant	ÉCOLES/GARDERIES **SANS PLAINTE DE SANTÉ**						HABITATS **SANS PLAINTE DE SANTÉ**				
	BiBa	*Clean Air Low Energy*	Crèches Hainaut	Crèches NEHAP	Crèches CRIPI	Garderies FLIES	SURVEILLANCE	*Clean Air Low Energy*	Habitats FLIES	PAKS	500 habitats
Autres composants											
Hexane		X					X	X			
Heptane		X					X	X			
Cyclohexane		X					X	X			
Méthylcyclohexane											
MTBE	X	X					X	X			
Ethylbenzène	X	X	X	X			X	X			
1,4-Dichlorobenzène		X			X		X	X			
Acétate de n-butyle		X					X	X			
3-Carène		X					X	X			
Hg											
Pesticides					X						
Acénaphtylène (ng/m³)										X	
Acénaphtène (ng/m³)										X	
Fluorène (ng/m³)										X	
Phénanthrène (ng/m³)										X	
Anthracène (ng/m³)										X	
Fluoranthène (ng/m³)										X	
Pyrène (ng/m³)										X	
Benzo(a)anthracène (ng/m³)										X	
Chrysène (ng/m³)										X	
Benzo(b)fluoranthène (ng/m³)										X	
Benzo(k)fluoranthène (ng/m³)										X	
Benzo(a)pyrène (ng/m³)										X	
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène (ng/m³)										X	
Benzo(g,h,i)pérylène (ng/m³)										X	
Dibenzo(a,h)anthracène (ng/m³)										X	

Il est important de prendre en compte les méthodes d'échantillonnage appliquées lors de la comparaison et de l'analyse des évaluations de la QAI. En effet, en fonction des objectifs d'intérêt, les plans de mesure et les méthodes d'échantillonnage utilisés diffèrent d'une étude à l'autre. On dénombre à la fois des techniques de mesure actives et passives pour évaluer la même substance chimique.

Pour la quantification des COV, par exemple, des appareils d'échantillonnage passif (utilisés sur des périodes d'une heure, cinq jours et sept jours), mais également des systèmes d'échantillonnage actif sur tube Tenax (appliqués pendant des périodes plus courtes dans le cadre d'une étude) ont été utilisés. Néanmoins, sous réserve d'un processus d'assurance et de contrôle qualité efficace dans chacun des laboratoires impliqués dans les différentes études sur le terrain, nous pouvons supposer que l'exactitude de l'ensemble des résultats est acceptable et que les données peuvent faire l'objet d'une comparaison mutuelle. Dans le cas spécifique des concentrations de COVT, les différentes définitions analytiques possibles pour ce groupe de composés (rapport de l'ECA n° 19, 1997) peuvent en revanche influer sur les plages de concentration rapportées. C'est également le cas pour la quantification des matières PMx, déterminées à la fois par méthode gravimétrique et optique.

Compte tenu de l'influence des conditions météorologiques sur l'issue des mesures optiques des composés PMx, il convient d'user de prudence lors de la comparaison des résultats des différentes études. En ce qui concerne les procédures d'installation et d'échantillonnage sur le terrain, les études belges ont suivi les stratégies d'échantillonnage de l'air intérieur décrites dans la norme ISO 16000-1.

1.2.3 Évaluations de la qualité de l'air dans des environnements intérieurs avec problèmes de santé rapportés

1.2.3.1 Description des études menées par la Belgique

Le deuxième volet des études menées en Belgique sur la QAI implique des immeubles dont les occupants ont signalé des plaintes relatives à la santé potentiellement liées à l'air intérieur. Ces études ont été menées dans le but d'identifier l'une des causes ou sources de contamination intérieure. De ce fait, leur portée est généralement moindre comparativement au groupe d'études que nous venons d'examiner. Par ailleurs, elles revêtent un caractère plus diagnostique, dans la mesure où chaque cas est pris en compte et signalé individuellement. Dans le cadre de leurs efforts visant à réduire les plaintes de santé liées à l'environnement intérieur des habitats et bâtiments publics, les gouvernements régionaux belges ont développé des services locaux de QAI destinés aux citoyens. Ces services reposent sur la réalisation d'analyses des environnements intérieurs découlant des plaintes de santé des occupants et des diagnostics établis par les médecins traitants. Leur but est d'identifier les problèmes rapportés et de définir des actions pour y remédier. L'objectif de surveillance consiste à effectuer des mesures en lien avec les plaintes de santé et la gêne signalées par les occupants. Dans certains cas spécifiques, des initiatives peuvent également être organisées pour évaluer la réussite des actions d'assainissement.

Pour des raisons d'autorisation, les services locaux belges en charge de la QAI sont déployés au niveau régional. Ils se déclinent ainsi en plusieurs versions : « *Ambulances vertes CRIPI-RCIB* » (Bruxelles), VAZG (Région flamande) et « SAMI » (Région wallonne ; par exemple, SAMI-Lux pour la Province de Luxembourg). Ces trois systèmes appliquent une stratégie similaire et poursuivent les mêmes buts et objectifs. Ils suivent en règle générale une approche progressive et systématique, décrite dans un protocole dédié. Ce protocole comprend une analyse de l'environnement par questionnaire, une inspection de l'environnement intérieur, la consultation de cas antérieurs éventuels dans une base de données recensant les plaintes en lien avec la QAI, l'organisation de mesures de la qualité de l'air et la comparaison des résultats obtenus à des cas similaires, aux valeurs guides de la QAI et aux niveaux de polluants types détectés dans les logements sans plaintes relatives à la santé. Les conclusions et, le cas échéant, les actions d'assainissement proposées sont communiquées directement à l'occupant. Si nécessaire, une vérification de l'efficacité des actions recommandées est effectuée.

Il est important de souligner que toutes les plaintes ne sont pas soumises à l'intégralité des étapes du protocole. En effet, dans certains cas, la cause du problème de santé peut déjà être identifiée dès les premiers stades du protocole. La suite à donner repose alors sur l'expérience acquise et les mesures de la qualité de l'air intérieur issues de cas antérieurs similaires. Dans pareille situation, aucune action supplémentaire n'est requise pour formuler les mesures d'assainissement destinées à permettre à l'occupant de créer un milieu intérieur plus sain.

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, la cellule CRIPI a développé le principe des **Ambulances vertes**. Ce concept propose aux médecins un service de diagnostic environnemental de la pollution intérieure, afin d'étayer les diagnostics médicaux posés et de faire le lien entre l'environnement intérieur et son impact sur la santé. Jusqu'à aujourd'hui, la CRIPI a répondu à plus de 1 800 demandes. La phase d'investigation dans les habitats se compose de trois parties : le remplissage d'un questionnaire par l'occupant, si possible le patient, un prélèvement chimique et un prélèvement biologique au sein des habitats. Sur le plan chimique, des échantillons d'air sont recueillis à l'aide d'appareils d'échantillonnage passif à diffusion radiale (Radiello, Supelco) contenant des tubes Tenax qui vont absorber les composants organiques volatils, tels que le benzène, le toluène, le xylène, les solvants chlorés, les terpènes, etc. L'intégralité de la procédure d'échantillonnage prend en moyenne une heure. Les composés retenus sur les cartouches sont ensuite désorbés par voie thermique. Le formaldéhyde est, quant à lui, directement mesuré au moyen d'un analyseur portable INTERSCAN doté d'une cellule électrochimique.

Un diagnostic systématique des paramètres chimiques et biologiques est en outre réalisé dans les pièces de vie principales, mais aussi à l'extérieur. Chaque résultat est consigné dans une base de données, de même que les informations issues des questionnaires. Ce concept permet non seulement d'évaluer la qualité de l'air intérieur en Région bruxelloise, mais aussi de développer une stratégie pour prévenir la pollution intérieure.

En Région flamande, le **service dédié à la QAIVAZG** (*Vlaams Agentschap voor Zorg en Gezondheid*) évalue la pollution intérieure à l'aide d'échantillonneurs passifs relevant les concentrations d'aldéhydes (Umex 100, SKC) et de COV (Radiello, Supelco). En fonction de la nature de la source potentielle de pollution intérieure, un échantillonnage actif complémentaire sur cartouches Tenax est exécuté. Le cas échéant, les taux de particules fines sont analysés par dosage gravimétrique ($PM_{2.5}$, échantillonneurs statiques MS&T développés par l'Université Harvard). En cas de détection, une caractérisation est ensuite effectuée à l'aide de différentes technologies (XRF, microscopie électronique, analyse du carbone élémentaire/carbone organique (CE/CO), etc.). Chaque campagne d'échantillonnage relève également le taux de CO_2, la température et l'humidité relative.

Le **SAMI** (Service d'Analyse des Milieux Intérieurs) déployé en Région wallonne collabore étroitement avec les médecins afin d'identifier les liens potentiels entre les problèmes de santé des patients et la présence de polluants dans l'air intérieur des bâtiments. Un large éventail de substances chimiques peut être caractérisé dans l'environnement intérieur sur la base de simples observations et des symptômes des habitants. Les résultats des évaluations de la QAI, de même que les recommandations établies pour améliorer la qualité environnementale de l'air intérieur sont communiqués aux médecins, qui se chargent d'informer leurs patients.

Tableau 5. Études sur la QAI menées en Belgique depuis 2005 dans des environnements intérieurs recensant des plaintes relatives à la santé

Étude	**Objectif**	**Nb de contaminants chimiques**	**Sites étudiés**	**Nb de sites**	**Organisme coordinateur**
CRIPI	Identification des sources/causes de pollution intérieure	14 – intérieurs et extérieurs	Habitats en Région bruxelloise	1 800 habitats	Bruxelles Environnement (BIM)
Service VAZG	Identification des sources/causes de pollution intérieure	Nombre variable, selon le cas	Habitats et bâtiments publics en Région flamande	54 sans mesures/27 avec mesures	Département Santé publique Gouvernement flamand
SAMI	Identification des sources/causes de pollution intérieure	Nombre variable, selon le cas	Habitats et bâtiments publics en Région wallonne		

1.2.3.2 Conclusions des campagnes de surveillance de la QAI dans les environnements intérieurs recensant des plaintes relatives à la santé

1.2.3.2.1 Effets de la pollution intérieure sur la santé et origines associées

Les problèmes de santé (qui couvrent les symptômes physiques diagnostiqués par un médecin traitant) rapportés par les occupants comment étant potentiellement liés à la pollution intérieure d'un habitat privé ou d'un bâtiment public ont été catégorisés par les organismes régionaux respectifs de santé publique.

Malgré la large variété de problèmes de santé signalés, neuf symptômes fréquents ont pu être distingués : (1) symptômes au niveau des voies respiratoires, (2) fatigue, (3) allergies, (4) irritation des membranes muqueuses, (5) irritations oculaires, (6) maux de tête, (7) vertiges, (8) irritations cutanées, (9) autres.

La prévalence de ces symptômes est illustrée à la Figure 2, qui repose sur 194 plaintes relatives à la santé recensées en 2012 par le service flamand de surveillance de la QAI. Ces chiffres révèlent que les problèmes les plus courants liés à la pollution intérieure concernent les troubles des voies respiratoires, suivis par les allergies et les maux de tête. Les irritations oculaires et les vertiges arrivent en bas du classement.

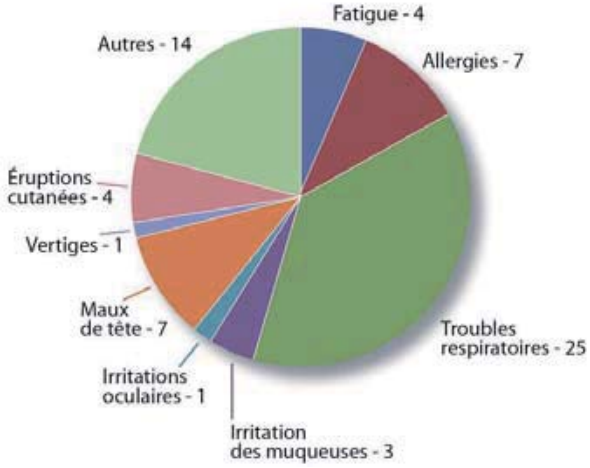

Figure 2. Répartition des symptômes issus de 194 plaintes relatives à la santé signalées en 2012 (Région flamande)

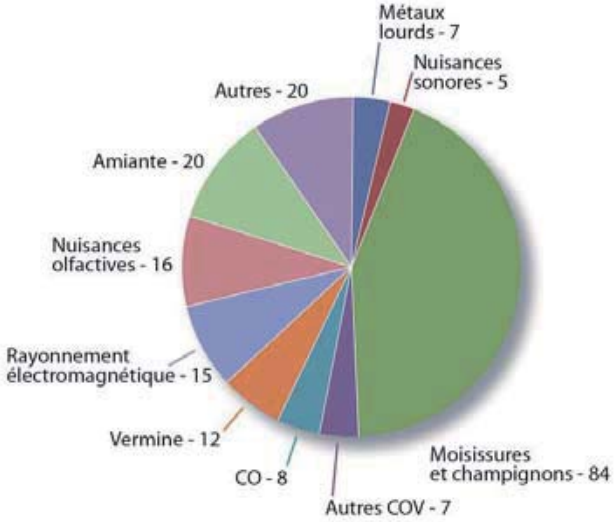

Figure 3. Prévalence des paramètres à l'origine des plaintes relatives à la santé en lien avec la pollution de l'air intérieur se dégageant de 36 investigations menées en 2012 (Région flamande)

Source : Vragen en klachtenrapport, Agentschap Zorg en Gezondheid, 2012

Les 194 plaintes relatives à la santé recensées par le service flamand en 2012 ont été traitées individuellement en informant les habitants et en les sensibilisant à des actions d'assainissement et préventives. Trente-six cas n'ont pas pu être résolus par la prodigation de conseils et ont fait l'objet d'une inspection dans les bâtiments. La Figure 3 révèle que les causes des plaintes relatives à la santé peuvent être d'origine diverse. Toutefois, il ressort que les sources largement prédominantes concernent les moisissures et les champignons ; un constat observé et confirmé par tous les services dédiés à la QAI en Belgique. Néanmoins, il apparaît parallèlement qu'une proportion similaire de plaintes est associée à des substances chimiques (amiante, nuisances olfactives, CO, COV, métaux lourds et autres composés chimiques). Une part considérable des problèmes de santé liés à la pollution intérieure est par ailleurs attribuable aux nuisibles et au rayonnement électromagnétique.

1.2.3.2.2 QAI dans les habitats et bâtiments publics recensant des plaintes relatives à la santé en lien avec la pollution intérieure

La grande variété des plaintes relatives à la santé signalées, ainsi que les plans de mesure appliqués, aboutissent à une légère redondance des substances chimiques quantifiées entre les différents services de QAI, comme l'indique le **Erreur ! Référence non valide pour un signet.**.

Il convient également de noter que les composés répertoriés dans le tableau se rapportent aux substances chimiques quantifiables dans ces campagnes de mesure individuelles menées à petite échelle. Ils ne s'inscrivent pas toujours dans un ensemble standard de polluants de l'air à surveiller en cas de signalement d'un problème de santé.

Selon le tableau, la plupart des évaluations de la QAI conduites à la suite de plaintes relatives à la santé sont davantage corrélées à des environnements intérieurs résidentiels qu'à des environnements publics. Cette observation doit cependant être considérée avec prudence, dans la mesure où il est possible que les plaintes liées aux écoles aient été consignées dans le rapport général d'un service de QAI donné.

Tableau 6. Vue d'ensemble des caractérisations chimiques dans les environnements intérieurs recensant des plaintes relatives à la santé

Composant	ÉCOLES/GARDERIES **AVEC PLAINTES**			HABITATS **AVEC PLAINTES**		
	CO dans les écoles	Autre	Autre	CRIPI	ENQUÊTES EN LIEN AVEC LES PLAINTES DE SANTÉ	SAMI
Composants prioritaires						
Benzène				X	X	
Monoxyde de carbone	X					X
Formaldéhyde				X	X	X
Naphtalène						
Dioxyde d'azote						
Benzo(a)pyrène						
Radon						
Trichloroéthylène				X	X	
Tétrachloroéthylène					X	
Acétaldéhyde					X	
Total des (autres) aldéhydes**					X	
Amiante						
CO_2 (24 h) [ppm]					X	
Ozone						
Toluène				X	X	
COV (totaux)**				X	X	
$PM_{2.5}$ (particules en suspension)				X		
PM_{10} (particules en suspension)				X		
m- + p-Xylène [µg/m³]				X	X	
o-Xylène [µg/m³]				X	X	
Styrène				X	X	
Alpha-pinène				X	X	
Limonène				X	X	
Ammoniac						

1,2,4-triméthylbenzène						
Triclosan						
Diisocyanate de méthylène						
Éthers de glycol						
Perméthrine						
Chlorure de vinyle						
Retardateurs de flamme bromés						

Autres composants				X		
Hexane					X	
Heptane					X	

Composant	ÉCOLES/GARDERIES **AVEC PLAINTES**			HABITATS **AVEC PLAINTES**		
	CO dans les écoles	Autre	Autre	CRIPI	ENQUÊTES EN LIEN AVEC LES PLAINTES DE SANTÉ	SAMI
Cyclohexane					X	
Méthylcyclohexane				X		
MTBE					X	
Éthylbenzène				X	X	
1,4-Dichlorobenzène					X	
Acétate de n-butyle					X	
3-Carène					X	
Hg					X	
Pesticides				X		X
Acénaphtylène (ng/m³)						
Acénaphtène (ng/m³)						
Fluorène (ng/m³)						
Phénanthrène (ng/m³)						
Anthracène (ng/m³)						
Fluoranthène (ng/m³)						
Pyrène (ng/m³)						
Benzo(a)anthracène (ng/m³)						
Chrysène (ng/m³)						
Benzo(b)fluoranthène (ng/m³)						
Benzo(k)fluoranthène (ng/m³)						
Benzo(a)pyrène (ng/m³)						
Indéno(1,2,3,c,d)pyrène (ng/m³)						
Benzo(g,h,i)pérylène (ng/m³)						
Dibenzo(a,h)anthracène (ng/m³)						

1.2.4 Discussion et conclusions issues des études sur la QAI menées en Belgique

Depuis 2005, une large gamme de produits chimiques a été examinée sur au moins 788 sites intérieurs en Belgique, essentiellement des habitats, écoles et garderies. Même si cet important volume de données a permis d'extraire des taux de pollution intérieure représentatifs pour un large nombre de composants prioritaires répertoriés dans le Tableau 1, pour certains composés prioritaires émergents, aucune information n'est pour l'heure disponible quant à leurs niveaux types dans les intérieurs belges.

Le benzène, les COVT et le formaldéhyde ont été quantifiés dans 97 % des 788 milieux intérieurs belges. Une comparaison des concentrations révélées dans les études belges sur la QAI, exprimée sous forme de diagrammes en boîtes, est illustrée aux Figure 4, Figure 5 et Figure 6. Les environnements intérieurs résidentiels sans plaintes relatives à la santé recensées sont illustrés dans la partie gauche du diagramme, tandis que les écoles et crèches (toujours sans plaintes relatives à la santé) apparaissent à droite. Les résultats des mesures issues des sites où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées sont, quant à eux, indiqués au centre de l'axe des abscisses (en gris). Les lignes rouges en pointillés correspondent aux valeurs guides et d'intervention de l'Arrêté du Gouvernement flamand sur l'environnement intérieur (*Vlaams Binnenmilieu Besluit*) du 11 juin 2004. Les valeurs guides se rapportent à des quantités mesurables reflétant le niveau de qualité d'un environnement intérieur. Les valeurs d'intervention traduisent une quantité mesurable illustrant le niveau de risque maximum admissible à ne pas dépasser et nécessitant, en cas de dépassement, des actions préventives.

Sur les diagrammes, nous constatons qu'en règle générale, les dépassements des valeurs guides et d'intervention sont plus fréquents dans les milieux enregistrant des plaintes relatives à la santé en lien avec la pollution intérieure, ce qui souligne l'intérêt de ce contexte législatif lors de l'évaluation de ces plaintes.

Comme le montre la Figure 4, à l'exception des écoles examinées dans le cadre de la campagne SAMI-Lux, de faibles taux de benzène ont été quantifiés dans les écoles et crèches ne recensant pas de plaintes relatives à la santé (partie droite du diagramme), comparativement aux concentrations maximales plus élevées relevées dans les habitats résidentiels sans plaintes relatives à la santé (partie gauche du diagramme). Le taux de benzène (P75) bien plus élevé qui ressort des écoles SAMI-Lux (valeur aberrante confirmée par test Q), souligne la nécessité de définir des méthodes et stratégies de comparaison des données harmonisées à l'échelle nationale. Les données ne sont, par conséquent, pas détaillées davantage dans cette analyse.

Les divergences au niveau des habitats privés et des écoles n'enregistrant pas de plaintes relatives à la santé peuvent être imputables à la plus grande variété de sources potentielles détectées dans les résidences par rapport aux écoles et crèches. En outre, une majoration des concentrations médianes, des quartiles supérieurs et des valeurs maximales de benzène peut être observée dans les habitats recensant des plaintes relatives à la santé, comparativement aux sites sans plaintes.

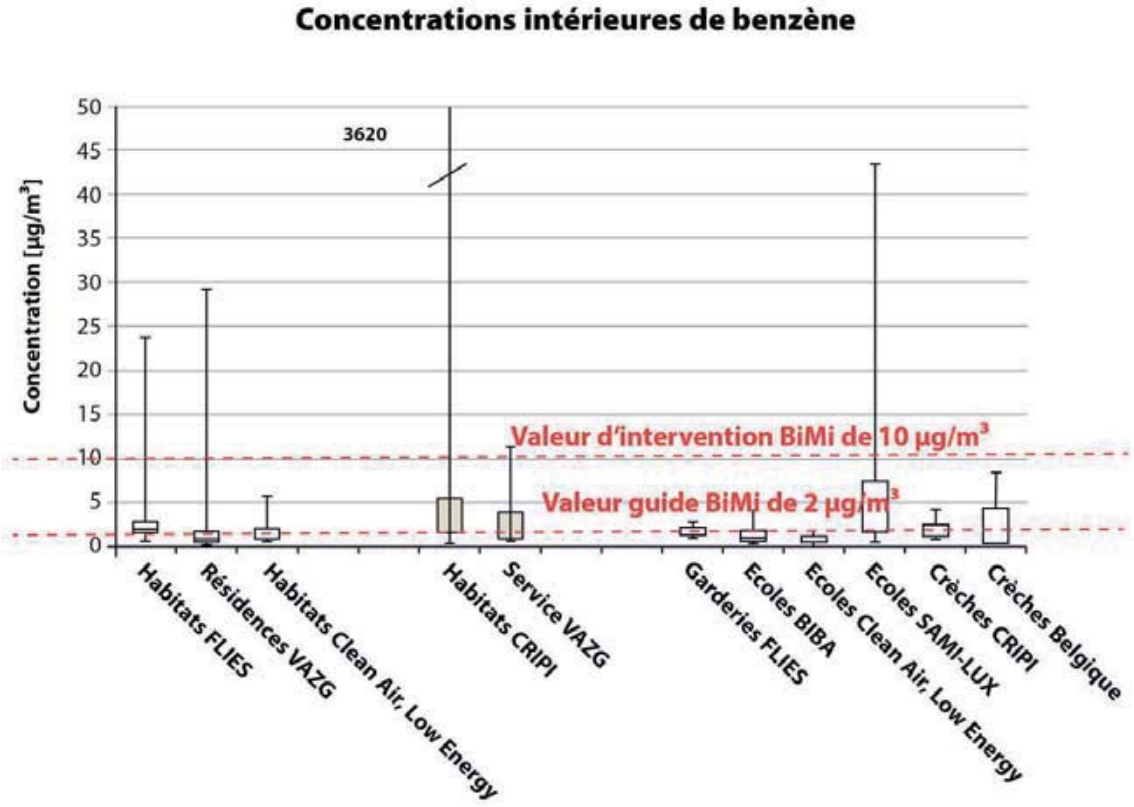

Figure 4. Diagramme en boîtes illustrant les concentrations intérieures de benzène dans les habitats résidentiels et écoles/crèches avec et sans plaintes relatives à la santé. Les « boîtes » (zones encadrées) représentent les quartiles supérieurs et inférieurs, les lignes se rapportent aux valeurs médianes et les pattes correspondent aux plages de valeurs.

Une tendance similaire peut être observée sur le diagramme de la Figure 5, qui s'intéresse aux COVT. Une fois encore, les écoles analysées dans le cadre de la campagne SAMI-Lux sont associées à des taux de COVT substantiellement plus élevés. Dans les résidences n'enregistrant pas de plaintes relatives à la santé, les concentrations intérieures de COVT atteignent jusqu'à 7 050 µg/m³. Ce sont toutefois dans les sites en intérieur recensant des plaintes relatives à la santé que les taux les plus élevés ont été relevés, dépassant parfois largement 10 000 µg/m³.

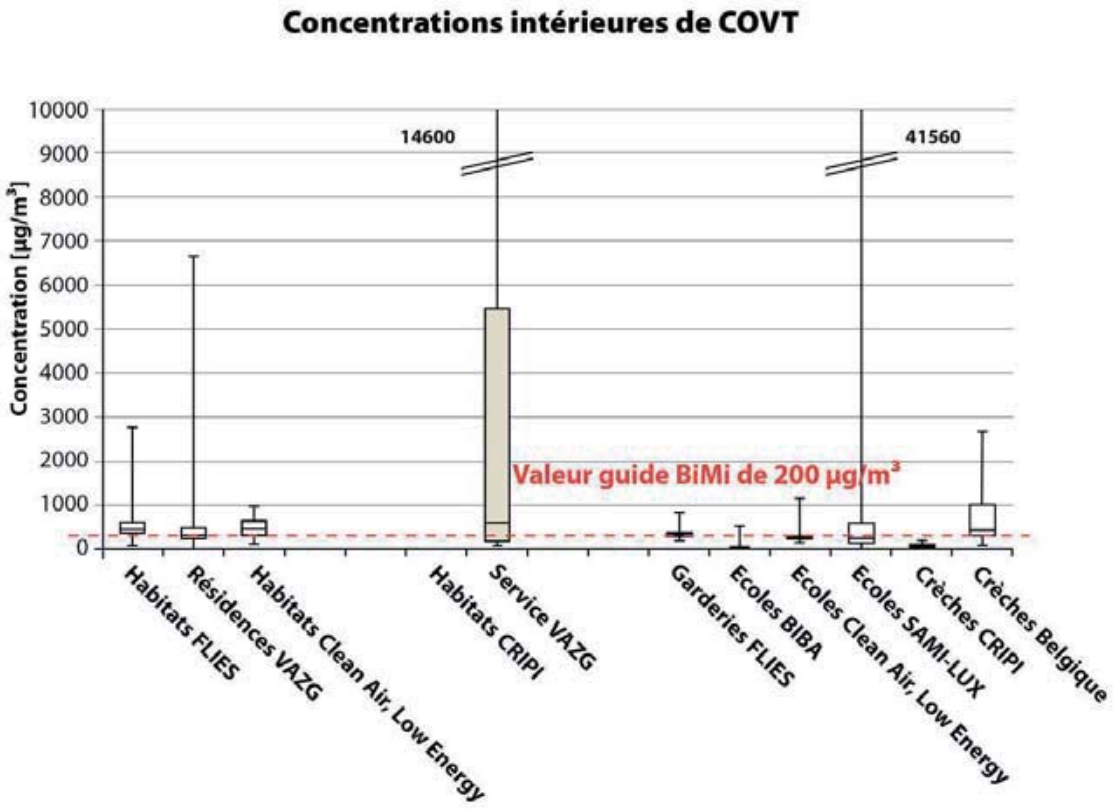

Figure 5. Diagramme en boîtes illustrant les concentrations intérieures de COVT dans les habitats résidentiels et écoles/crèches avec et sans plaintes relatives à la santé. Les « boîtes » (zones encadrées) représentent les quartiles supérieurs et inférieurs, les lignes se rapportent aux valeurs médianes et les pattes correspondent aux plages de valeurs.

Le diagramme illustrant les taux de formaldéhyde dans les intérieurs belges est présenté à la Figure 6. Dans les milieux où aucune plainte relative à la santé n'a été enregistrée, la présence d'un plus grand nombre de sources potentielles de formaldéhyde dans les résidences se traduit par une plage de concentration plus large par rapport aux écoles et crèches. À l'exception de la valeur maximale relevée dans les milieux où des plaintes relatives à la santé ont été consignées, aucune différence significative n'est à noter par rapport aux milieux intérieurs non associés à des plaintes.

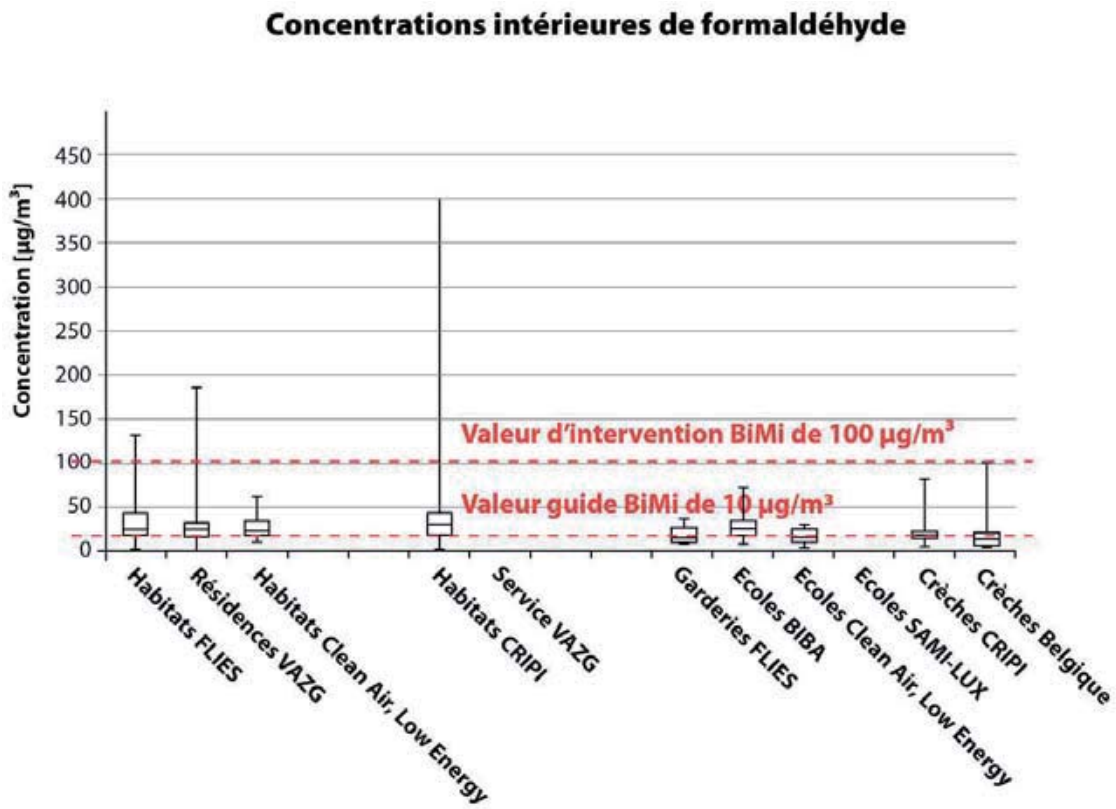

Figure 6. Diagramme en boîtes illustrant les concentrations intérieures de formaldéhyde dans les habitats résidentiels et écoles/crèches avec et sans plaintes relatives à la santé.

Bien que les concentrations intérieures de CO_2 n'aient pas été quantifiées dans toutes les études, et malgré les durées moyennes variables d'un jeu de données à l'autre, l'impact du recours à des systèmes de ventilation mécanique contrôlée sur les taux intérieurs de CO_2 est nettement visible sur la Figure 7, reflété par les plages réduites et les valeurs médianes plus faibles qui ressortent de la campagne *Clean Air, Low energy* menée dans les logements privés et les écoles. Les cadres plus étendus traduisent la variation plus large des taux intérieurs de CO_2 dans les salles de classe.

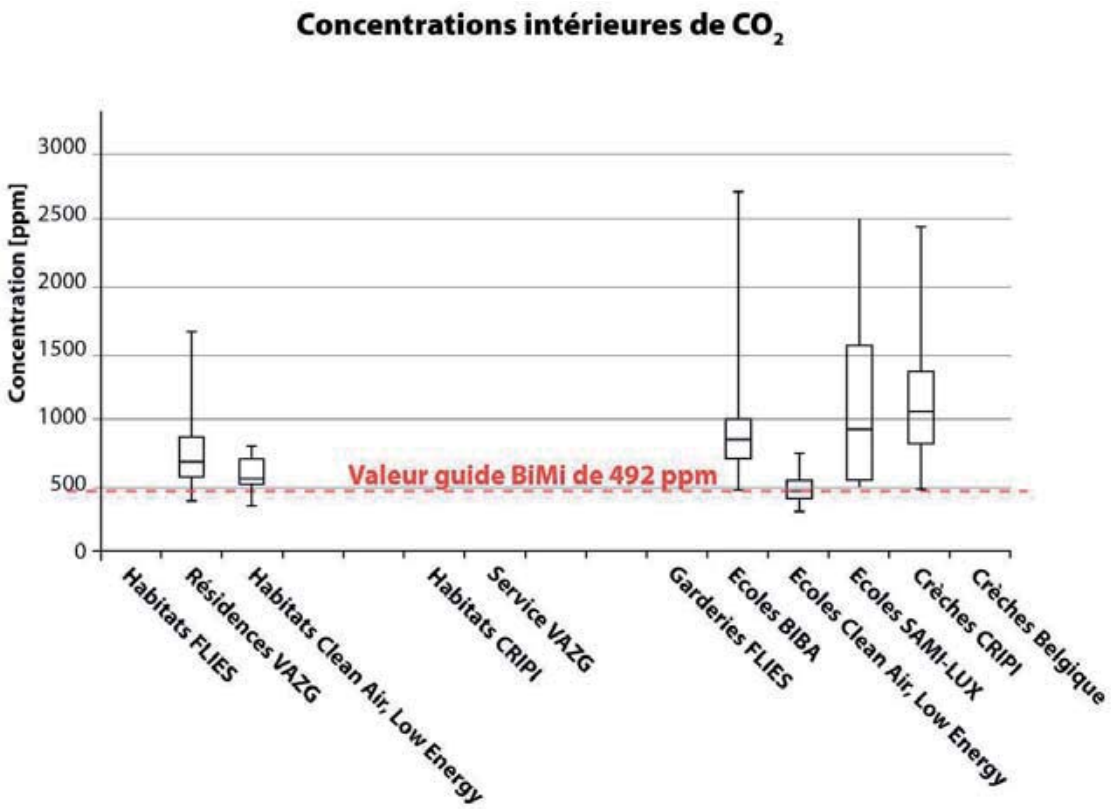

Figure 7. Diagramme en boîtes illustrant les concentrations intérieures de CO_2 dans les habitats résidentiels et écoles/crèches avec et sans plaintes relatives à la santé. Les « boîtes » (zones encadrées) représentent les quartiles supérieurs et inférieurs, les lignes se rapportent aux valeurs médianes et les pattes correspondent aux plages de valeurs.

De manière générale, nous pouvons conclure que, pour les polluants caractérisés par des impacts toxicologiques bien établis et disposant de méthodes d'échantillonnage pour la surveillance de la QAI, la Belgique détient une vaste connaissance des expositions et sources intérieures de produits chimiques, notamment les COV tels que les composés BTEX, formaldéhyde, acétaldéhyde, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, pinène, limonène, mais aussi les particules fines (PM), le CO, le CO_2 et le radon.
En revanche, les composés récemment jugés prioritaires ou pour lesquels les impacts sur la santé et les voies d'exposition font actuellement l'objet d'analyses, appellent à un **besoin d'informations de référence concernant les niveaux d'exposition dans les intérieurs belges**. Il s'agit notamment des biocides (triclosan ou perméthrine) ou des substances chimiques (diisocyanate de méthylène, éthers de glycol, chlorure de vinyle et retardateurs de flamme bromés). En fait, pour certains de ces composés, repris sous l'appellation générale COSV, ce manque de connaissances s'explique principalement par les méthodes et techniques d'échantillonnage actuellement disponibles, qui ne sont pas toujours adaptées à la surveillance de l'air intérieur. Ce constat est majoritairement dû aux nuisances sonores (par exemple, dans les contextes nécessitant le prélèvement de volumes significatifs d'air) que ces procédés génèrent ou à l'encombrement important des équipements requis. **Des recherches visant à développer et optimiser de nouveaux appareils d'échantillonnage, procédés et outils pour l'analyse en intérieur des traces de ces composés récents doivent être menées**, afin de mettre au point des techniques adaptées, capables de surveiller l'air intérieur sans bruit, aux limites de détection souhaitées.
Parmi les exemples pertinents, nous pouvons citer le développement et l'optimisation d'une méthode d'échantillonnage à petit volume et sans bruit pour la détection des COSV (HAP, phtalates et retardateurs de flamme), qui repose sur l'échantillonnage d'air actif à l'aide de cartouches revêtues de PDMS-Tenax (Lazarov *et al.*, 2013).

Cette nouvelle méthode revêt plus d'atouts que les alternatives classiques de surveillance de l'air intérieur et permettra, par conséquent, de mener des analyses à plus grande échelle à l'avenir. Des optimisations plus poussées de cette méthode pour d'autres composés chimiques (substances résultant de réactions secondaires dans l'air intérieur induites par l'ozone, par exemple) ont été initiées (Officair, livrable 3.4, 2014). Une exploration approfondie des possibilités est toutefois requise. L'échantillonnage passif offre également une option intéressante, dans la mesure où il autorise un échantillonnage intérieur simple, sans bruit et sans alimentation électrique. Ce procédé se fonde sur l'absorption sélective d'une substance chimique à un taux d'assimilation contrôlé, par diffusion du polluant de l'air sur un substrat. Certes, il existe actuellement une large variété d'échantillonneurs à diffusion disponible dans le commerce, couvrant divers composés chimiques. Mais il subsiste dans ce domaine de nombreuses possibilités à exploiter. Un taux d'assimilation variable permettrait, par exemple, d'ajuster l'échantillonneur passif aux concentrations attendues et de moduler les durées d'exposition. Le fait de disposer de différents revêtements (ou combinaisons de revêtements) pour la surface absorbante augmenterait, par ailleurs, la polyvalence des échantillonneurs, tandis que l'optimisation de nouveaux substrats d'absorption étendrait la gamme des composés chimiques pouvant être surveillés par échantillonnage passif.
Du fait de la variété des instituts impliqués et des nombreux objectifs de recherche établis, les études belges répertoriées dans cette analyse se sont appuyées sur des méthodes et protocoles d'échantillonnage épars pour surveiller un composé donné. Toutefois, pour parvenir à une exploration des données à grande échelle et à une exploitation des données existantes sur un plan national, **des protocoles et méthodes de surveillance harmonisés s'avèrent nécessaires**. Au niveau de l'Union européenne, des initiatives ont été prises pour uniformiser les actions concernant la QAI dans le cadre du projet INDOOR-MONIT & PILOT INDOOR AIR MONIT (harmonisation et mise en œuvre des critères et protocoles de surveillance des principaux polluants présents dans l'air intérieur en Europe ; DG SANCO – JRC, 2009-2012). L'objectif global de ce programme était de garantir la cohérence et d'augmenter le potentiel de comparabilité des mesures de la QAI au sein de l'Union européenne. Des protocoles établissant (1) le plan d'étude à appliquer pour la surveillance de l'air intérieur, (2) les techniques de surveillance de la qualité de l'air intérieur à suivre et (3) les méthodes à observer pour collecter, évaluer et consigner les données ont ainsi été définis. L'adoption d'une stratégie commune semblable au niveau national favoriserait les comparaisons, contribuerait à une meilleure utilisation et analyse des données, et permettrait par conséquent de satisfaire à la **nécessité d'élaborer des bases de données à grande échelle facilitant l'exploration des données et l'évaluation de l'impact sur la santé**.

1.3 Évaluation de l'impact de la QAI en Belgique sur la santé

Cette section évalue les risques et l'impact sur la santé découlant des données disponibles en Belgique sur la QAI. Elle compare les niveaux de QAI surveillés (abordés à la section 1.2.2) aux valeurs de référence existantes en matière de santé et estime les conséquences sur la santé des Belges. Dans le cadre de cette analyse, nous nous sommes intéressés à l'impact causé par les expositions chroniques, et non par les expositions aigües. La plupart des données de surveillance décrites à la section 1.2 couvrent des périodes de surveillance d'une semaine maximum. Généralement considérée comme un bon indicateur de l'exposition de longue durée (chronique), c'est cette moyenne hebdomadaire qui a été utilisée pour évaluer les risques sur la santé (Sarigiannis *et al.*, 2011). L'évaluation des risques causés par les expositions aigües aurait nécessité des épisodes d'exposition de plus courte durée, ainsi qu'une résolution temporelle plus élevée des épisodes d'exposition. Il aurait également fallu analyser l'impact de cette variabilité sur les risques pour la santé, en se concentrant sur les périodes de pics d'émissions des sources.
C'est pourquoi, pour les environnements intérieurs, les évaluations de l'impact sur la santé sont généralement menées sur les expositions chroniques (étude eBoDE (Hänninen et Knol, 2011), par exemple).

Il n'en demeure pas moins que l'exposition aigüe au monoxyde de carbone constitue une composante majeure de l'impact de la QAI sur la santé. Toutefois, ce point n'a pas pu être abordé dans cette analyse dans la mesure où la base de données recensant les données de surveillance de la QAI ne consigne pas les résultats des épisodes courts et intenses d'exposition au monoxyde de carbone.

1.3.1 Risques sur la santé liés à la QAI dans les ensembles de données de référence

1.3.1.1 Méthode d'évaluation des risques pour la santé

Dans le cadre d'une approche classique d'évaluation des risques menée substance par substance, les concentrations de polluants mesurées dans l'air intérieur sont comparées à des valeurs de référence (VR) axées sur la santé et spécifiques à une substance étudiée, à partir desquelles des effets non cancérogènes sont susceptibles de survenir. Ces VR correspondent ainsi au seuil en dessous duquel l'exposition chronique à une substance donnée est peu susceptible de provoquer des effets indésirables non génotoxiques. Si les concentrations mesurées sont inférieures à la VR, cela signifie donc qu'aucun effet néfaste n'est à redouter. Pour mesurer les risques induits par les substances à l'origine d'effets cancérogènes génotoxiques, les cas de cancer supplémentaires attribuables à une exposition à des polluants sont calculés (sous réserve que des coefficients de risque soient disponibles pour cette substance).

D'un côté, il n'existe aucune source d'informations unique consignant les VR de tous les polluants, ni même de la plupart des composants prioritaires examinés dans la présente analyse. De l'autre côté, pour plusieurs substances, les valeurs de référence axées sur la santé dérivent d'institutions multiples, d'où des VR parfois sensiblement différentes pour une même substance. Prenons l'exemple du formaldéhyde. Le projet INDEX (JRC, 2005) définit la VR sur 1 µg/m³, tandis que la valeur guide de l'OMS (2010) s'élève à 100 µg/m³. Pourtant, malgré cet écart, les deux sources affirment qu'à ces concentrations, une exposition de longue durée au formaldéhyde n'a pas de répercussion néfaste. Ces divergences au niveau des VR établies par les organismes pour une même substance résultent en fait des ressources sélectionnées par les évaluateurs pour étayer ces données (études, effets critiques et facteurs d'évaluation), qui varient d'un organisme à l'autre.

Afin d'y voir plus clair, nous proposons ici une approche pas à pas visant à dresser une liste uniforme des VR à partir desquelles une exposition chronique est susceptible de provoquer des effets non génotoxiques, fondée sur différentes sources de données (OMS, agence américaine Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, Atlanta), système IRIS de l'agence américaine Environmental Protection Agency (EPA), initiative PPRTV de l'EPA américaine, projet INDEX du centre Joint Research Centre (JRC), institut néerlandais *Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu* (RIVM), ministère Santé Canada, *Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail* (AFSSET/ANSES), organisme allemand *Ausschuss zur gesundeheitlichen Bewertung von Bauprodukten* (AgBB) ; ou les valeurs CLI (Concentration Limite d'Intérêt) de l'ECA, 2013). Il convient de noter que la plupart de ces sources, même si elles ne ciblent pas spécifiquement l'air intérieur, peuvent toutefois s'appliquer au contexte intérieur dans la mesure où elles s'adressent aux expositions par inhalation en général (en intérieur aussi bien qu'en extérieur). Cette approche s'articule autour des étapes suivantes :

> Les sources consultées ont été classées par date (priorité donnée aux évaluations remontant à maximum cinq ans), puis regroupées en catégories (sources principales, secondaires et tertiaires). Les sources principales se rapportent à des agences internationales, nationales et étatiques disposant de procédures bien établies évaluées par des pairs (OMS, ATSDR, US EPA IRIS, US EPA PPRTV et JRC (INDEX)).
> Les sources secondaires correspondent aux organismes dont les procédures ont été jugées moins strictes (évaluations par des pairs moins intenses et/ou manque de transparence) (Santé Canada, RIVM, publications scientifiques individuelles).

Enfin, les sources tertiaires englobent les valeurs CLI en vigueur en Allemagne (AgBB) et en France (AFFSET/ANSES) (ECA, 2013), et utilisées pour estimer les émissions dégagées par les matériaux de construction.

Les valeurs de référence des sources susmentionnées ont été utilisées exclusivement si leur détermination a fait l'objet d'un processus standard axé sur une technique transparente. La procédure qui a été appliquée pour catégoriser les sources et sélectionner les VR est résumée dans le diagramme ci-dessous et décrite plus en détail dans la publication De Brouwere et al. (2014).

Les valeurs de référence sélectionnées pour les composants prioritaires (conformément à la procédure expliquée) sont répertoriées dans le Tableau 7. À noter que les valeurs limites d'exposition professionnelle sont exclues de cette liste. Cette absence se justifie par le fait que la présente analyse cible l'exposition de la population générale, y compris les groupes de populations sensibles.

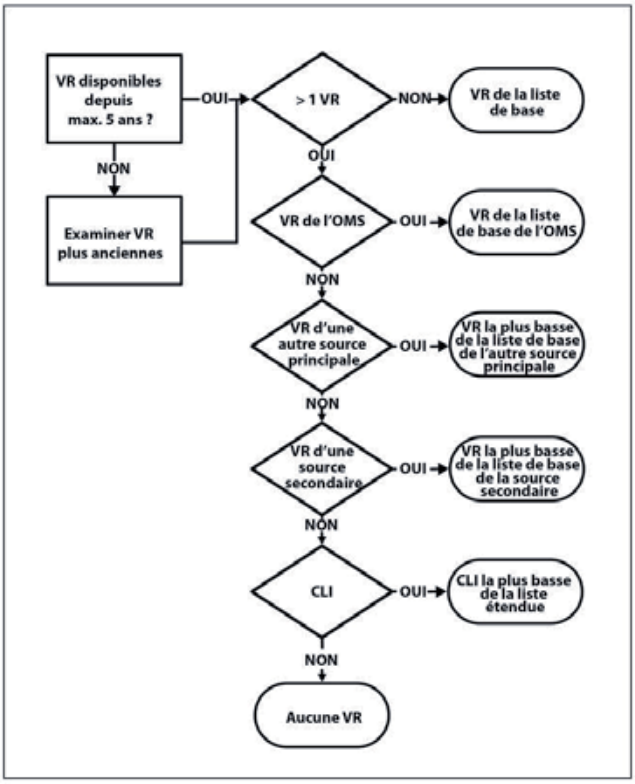

Figure 8. Procédure de sélection des valeurs de référence (VR) relatives aux expositions chroniques

Tableau 7. Valeurs de référence (VR) relatives aux expositions chroniques choisies pour les substances provoquant des effets non génotoxiques

Substance	**Valeur de référence (VR) sélectionnée**	**Unité**	**Institution à l'origine de la VR sélectionnée**	**Autres VR (provenant d'autres sources)*** **
Benzène	10	µg/m³	ATSDR, 2007a	60 µg/m³ (JRC (INDEX) & OEHHA, 2000)
Formaldéhyde	100	µg/m³	OMS, 2010	1 µg/m³ (JRC (INDEX), 2005)
Naphtalène	10	µg/m³	OMS, 2010	3 µg/m³ (US EPA, 2000)
Dioxyde d'azote	40	µg/m³	OMS, 2010	
Benzo(a)pyrène				
Trichloroéthylène	2	µg/m³	US EPA IRIS, 2011	600 µg/m³ (OEHHA, 200)
Tétrachloroéthylène	250	µg/m³	OMS, 2010	40 (US EPA, 2012) – 360 µg/m³ (Santé Canada)
Acétaldéhyde	140	µg/m³	OEHHA, 2008	9 (US EPA, 1991) – 200 µg/m³ (JRC (INDEX), 2005)
Total des (autres) aldéhydes	*No value*			
Toluène	260	µg/m³	OMS, 2000	5 000 µg/m³ (US EPA, 2005b)
COV totaux	*No value*			
$PM_{2.5}$ (particules en suspension)	10	µg/m³	OMS, 2005	
PM_{10} (particules en suspension)	20	µg/m³	OMS, 2005	
Xylènes	200	µg/m³	ATSDR, 2007b	100 (US EPA) – 7 000 µg/m³ (OEHHA)
Styrène	850	µg/m³	ATSDR, 2010b	260 (OMS, 2001) – 1 000 µg/m³ (US EPA, 1993)
Alfa-pinène	450	µg/m³	JRC (INDEX) 2005	
Limonène	450	µg/m³	JRC (INDEX) 2005	
1,2,4-triméthylbenzène	220	µg/m³	Ontario AAQC, 2007	9,8 µg/m³ (valeurs guides de la qualité de l'air du Vermont)
MTBE**	2500	µg/m³	ATSDR, 1996	
Éthylbenzène	260	µg/m³	ATSDR, 2010	2 000 µg/m³ (OEHHA, 2000) – 0,4 µg/m³ (OEHHA 2008)
m- + p-Xylène	200	µg/m³	ATSDR, 2007b	100 (US EPA, 2003) – 700 µg/m³ (OEHHA, 2000)
o-Xylène	200	µg/m³	ATSDR, 2007b	100 (US EPA, 2003) – 700 µg/m³ (OEHHA, 2000)
1,4-Dichlorobenzène**	60	µg/m³	ATSDR, 2006	
Hexane**	700	µg/m³	US EPA, 2005a	7 000 µg/m³ (OEHHA, 2000)
Heptane**	21000	µg/m³	AgBB, 2012	
Cyclohexane**	6000	µg/m³	US EPA IRIS, 2003	
Acétate de n-butyle**	4800	µg/m³	AgBB, 2012	
3-Carène**	1500	µg/m³	AgBB, 2012	

*** Composé non considéré comme prioritaire dans le cadre de cette analyse (Tableau 1)*

**** VR provenant d'autres institutions (OMS, ATSDR, US EPA IRIS, US EPA PPRTV, JRC (INDEX), Santé Canada, RIVM, Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA)), et différentes de celles sélectionnées en vertu de la procédure exposée à la*
. Valeurs mentionnées uniquement en cas de divergence significative avec les VR sélectionnées.

Comme il est possible de le constater, le Tableau 7 ne mentionne aucune valeur de référence axée sur la santé relative aux aldéhydes totaux et aux COVT. Cette absence est due au fait que, d'un point de vue toxicologique, l'hypothèse selon laquelle tous les COV (ou aldéhydes) au sein des paramètres de somme ont la même répercussion sur la santé et, de ce fait, doivent être traités de la même manière, ne peut pas se vérifier. Les paramètres de somme peuvent en revanche être utilisés pour la caractérisation des expositions et l'identification des sources, ainsi que pour l'évaluation des risques, où ils représentent un paramètre de détection des irritations sensorielles (Mølhave *et al.*, 2003). En raison des difficultés liées à l'établissement d'une valeur guide individuelle pour les COVT, l'office allemand de l'environnement *Umwelt Bundesamt* a décidé d'appliquer, comme valeurs de référence pour l'air intérieur, des plages de concentration mesurées. Des concentrations comprises entre 10 et 25 mg/m^3 (concentrations pouvant notamment survenir lors de travaux de rénovation) sont ainsi jugées raisonnables en cas d'expositions quotidiennes intérieures, du moins de courte durée, à des COVT. Dans les pièces prévues pour des séjours de plus longue durée, il est conseillé de ne pas dépasser la plage de valeur comprise entre 1 et 3 mg/m³. Idéalement, la concentration de COVT dans l'air intérieur ne doit pas excéder en moyenne 0,2-0,3 mg/m^3 pour les expositions de longue durée (www.umweltbundesamt.de).

Pour les substances à l'origine d'effets non caractérisés par un seuil (en l'occurrence, les effets génotoxiques dans notre contexte), il est impossible de recommander des limites de toxicité. Le risque est dans ce cas exprimé sous la forme d'un « risque unitaire de cancer », qui correspond aux cas de cancers supplémentaires par µg/m³ pour une exposition à vie. Concernant les substances catégorisées dans les groupes 1, 2A et 2B par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC), les valeurs de risque unitaire dérivées des organismes susmentionnés (OMS, ATSDR, etc.) sont répertoriées dans le Tableau 8. Comme pour la catégorisation des sources dans le cadre des effets autres que le cancer, ce tableau donne la priorité aux valeurs de risque unitaire de l'OMS (2010), par rapport aux valeurs plus anciennes établies par d'autres institutions. Pour évaluer le risque posé par les composés cancérogènes, le risque estimé de survenue d'un cancer au cours de la vie (***R***) a été mesuré à l'aide de la formule :

$$R = C \cdot IUR$$

où ***C*** correspond à la concentration d'exposition en µg/m^3 et ***RUinh***, au risque unitaire d'inhalation, qui se rapporte à la limite supérieure estimée d'excès de risque de cancer au cours de la vie résultant d'une exposition continue à un agent présent dans l'air à une concentration de 1 µg/m^3. La valeur RUinh est l'expression du facteur de cancérogénicité des composés inhalés. Ce facteur est une extrapolation linéaire des études à haute dose menées sur l'homme ou l'animal, aux faibles doses caractéristiques de l'exposition environnementale, déterminée soit à l'aide d'une estimation de probabilité maximale (pour les données épidémiologiques), soit à l'aide de la limite supérieure de confiance à 95 % (pour les études sur les animaux) correspondant à la fonction dose-réponse.

Tableau 8: Valeurs de risque unitaire d'inhalation choisies pour les substances occasionnant des effets non génotoxiques

Substance	Valeur RUinh sélectionnée	Unité	Institution	Remarque
Benzène	6×10^{-6}	µg/m³	OMS, 2010	Leucémie
Benzo(a)pyrène	8.7×10^{-5}	ng/m³	OMS, 2010	Cancer du poumon
Formaldéhyde	Aucune valeur	µg/m³	OMS, 2010	Le formaldéhyde est un agent cancérogène mutagène, reconnu par le CIRC comme cancérogène pour l'homme ; l'OMS considère toutefois qu'à une concentration de 100 µg/m³, il n'est pas néfaste, y compris concernant ses effets cancérogènes
Trichloroéthylène	4.3×10^{-7}	µg/m³	OMS, 2010	Tumeurs hépatiques
Tétrachloroéthylène	No value	µg/m³	OMS, 2010	Probablement non génotoxique
Acétaldéhyde	2.2×10^{-6}	µg/m³	US EPA, 1991	Adénocarcinomes des fosses nasales et carcinomes épidermoïdes
Styrène	-			Aucune donnée
Naphtalène	Aucune valeur		OMS, 2010	Valeur guide semblant indiquer l'absence d'effets malins potentiels au niveau des voies respiratoires lors d'expositions de longue durée

1.3.1.2 Discussion concernant le risque de la QAI sur la santé en Belgique

Une évaluation du respect ou du dépassement des données d'exposition par rapport aux valeurs de référence sélectionnées pour les effets non cancérogènes a été menée pour chacune des études belges et substances prioritaires examinées (plus quelques composés supplémentaires dont les données d'exposition sont mentionnées au chapitre 1.2).

Risque de la QAI sur la santé concernant les effets non cancérogènes dans les intérieurs belges

Fondamentalement, en matière d'évaluation des risques pour la santé, un environnement intérieur est classé dans la catégorie « danger élevé pour la santé » lorsque l'exposition à une substance excède la valeur de référence sanitaire de la substance en question. À l'inverse, un environnement intérieur est considéré comme présentant un « danger limité pour la santé causé par la QAI » si l'exposition à une substance est inférieure à la valeur de référence de cette substance.

La majorité des études belges ont quantifié le benzène, les COVT et le formaldéhyde, utilisant pour cela diverses techniques de prélèvement d'air. Mais hormis ces composés, les autres n'ont été évalués que dans une sélection restreinte, voire très faible, d'études, et s'avèrent dès lors nettement moins représentatifs des milieux intérieurs belges.

En résumé, suite à une évaluation des données disponibles sur la QAI en Belgique par rapport aux VR sélectionnées, les observations suivantes ont pu être avancées :

- *NO_2 et PMx*

  Les concentrations intérieures de NO_2 dépassaient les valeurs de référence dans plus de 5 %, mais moins de 25 % des environnements intérieurs. Cette observation s'est confirmée dans les trois bases de données recensant les taux de NO_2 (à l'exception des 365 logements où aucune plainte relative à la santé n'a été enregistrée dans le cadre d'une étude flamande menée entre 2008 et 2012, et pour lesquels des dépassements inférieurs à 5 % ont été constatés).

Dans la grande majorité (> 75 %) des milieux intérieurs surveillés, les VR de l'OMS (2005) relatives aux composés PM_{10} et $PM_{2.5}$ étaient dépassées.

- *COV*

Dans la plupart (au-dessus du 95e percentile dans chaque base de données) des environnements intérieurs surveillés (habitats, écoles et crèches), des taux inférieurs aux VR sanitaires sélectionnées ont été détectés pour tous les composés COV prioritaires examinés individuellement (benzène, formaldéhyde, tétrachloroéthylène, acétaldéhyde, formaldéhyde, toluène, xylènes, styrène, alfa-pinène, limonène, 1,2,4-TMB (1,2,4-triméthylbenzène) et naphtalène). Les niveaux intérieurs individuels peuvent dès lors être considérés comme étant « sans danger » pour 95 % des environnements intérieurs surveillés.

Dans les 5 % restants, des dépassements considérables des VR ont été observés. Ces dépassements apparaissent le plus souvent dans les bâtiments où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées. La présente analyse considère toutefois qu'une évaluation selon un procédé substance par substance de l'impact sur la santé dans les environnements ayant notifié des plaintes n'est pas représentative. Le traitement individuel de chaque plainte relative à la santé aboutit à des plans de mesure variables et dès lors, à des quantifications variées, d'où des groupes parfois très restreints dans certains cas. En revanche, pour les composants quantifiés dans la plupart des cas examinés (à savoir, le benzène, les COVT et, dans une moindre mesure, le formaldéhyde), une distinction claire entre les taux intérieurs détectés dans les milieux recensant des plaintes relatives à la santé et les milieux sans plaintes peut être observée (à l'image des illustrations présentées aux Figures 5, 6 et 7).

L'ampleur du danger pour la santé et les raisons sous-jacentes (sources) des dépassements des VR dans ces 5 % de bâtiments (dépassement concernant au moins un composé) ne peut toutefois pas être évaluée sur la base des données disponibles. Il est par ailleurs probable que les facteurs de stress à l'origine des plaintes relatives à la santé ne soient pas liés aux composés prioritaires examinés dans le cadre de la présente analyse.

Une exception à cette conformité relativement élevée aux VR pour les COV concerne le trichloroéthylène : la valeur du 25e percentile des données de surveillance issues des écoles SAMI-Lux dépasse la VR pour ce composé, de même que la valeur du 75e percentile résultant des études menées par la CRIPI dans les habitats enregistrant des plaintes relatives à la santé, qui dépasse également la VR. Dans les autres bases de données (sans plaintes relatives à la santé), cette observation n'est constatée que dans une infime fraction (au-delà du 95e percentile) des ensembles de données. La raison de cette propension au dépassement des VR dans ces études spécifiques peut trouver sa justification dans le fait que les deux bases de données concernent des bâtiments où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées.

Pour certains COV, aucun dépassement n'a pu être identifié dans les bases de données examinées. C'est le cas des composés MTBE, éthylbenzène, 1,4-dichlorobenzène, hexane, heptane, cyclohexane, acétate de n-butyle et 3-carène. Cette constatation semble indiquer que ces substances n'ont pas lieu d'être considérées comme des composants prioritaires. Il est toutefois important de noter que ces composés ont fait l'objet d'une surveillance dans quelques ensembles de données (issues d'études flamandes) exclusivement. Nous pouvons par conséquent en conclure que la conformité globale de ces composés à leurs VR respectives ne peut pas être généralisée à un niveau national.

- *COVT*

  Dans la plupart des échantillons (> 95 %, à l'exception des salles de classe BiBa (2010) et des crèches CRIPI), les niveaux de COVT excédaient la valeur guide de 200 µg/m³ établie par l'Arrêté du Gouvernement flamand sur l'environnement intérieur. Même si, d'un point de vue toxicologique, aucune VR ne peut être attribuée aux COVT, la littérature confirme son utilisation comme paramètre pour la détection d'éventuelles irritations sensorielles (Mølhave *et al.*, 2003 ; Salthammer et Uhde, 2011). Les plages de concentration proposées par l'office allemand *Umwelt Bundesamt* constituent un outil pertinent pour évaluer les COVT dans le cadre de notre base de données. Une comparaison de la base de données belge aux plages de concentration allemandes révèle en effet que, dans tous les milieux où aucune plainte relative à la santé n'a été enregistrée, les taux de COVT quantifiés s'inscrivent dans les plages recommandées pour les bâtiments d'habitation de longue durée (à l'exception d'un logement). À l'inverse, dans les environnements intérieurs recensant des plaintes relatives à la santé, le 75e percentile dépasse considérablement les recommandations d'exposition de longue durée, tandis que les concentrations maximales de COVT atteignent ou excèdent les niveaux acceptables pour les expositions de courte durée (10-25 mg/m^3).

- *Formaldéhyde*

  Les observations liées au respect des VR pour le formaldéhyde reposent grandement sur la VR utilisée. Pour les besoins de cette évaluation, une VR de 100 µg/m³ (OMS, 2010) a été choisie pour le formaldéhyde, selon une approche de sélection par arbre de décision transparente. Sur la base de cette VR, quasiment aucun dépassement n'a été constaté. Toutefois, si nous avions sélectionné la VR la plus conservatrice des valeurs existantes appliquées au formaldéhyde, à savoir 1 µg/m³ (JRC (INDEX), 2005), la conclusion aurait été différente, puisque tous les habitats, écoles ou crèches surveillés auraient enregistré des taux de formaldéhyde supérieurs à cette valeur. De ce fait, tous les environnements intérieurs auraient été jugés comme présentant un danger.

Il apparaît que pour le formaldéhyde, le choix de la VR revêt un impact prépondérant. Pour toutes les autres substances, l'effet est nettement moins drastique, étant donné que les VR sélectionnées s'inscrivent, dans la plupart des cas, dans la fourchette inférieure de la plage de VR (voir le Tableau 7). Outre le formaldéhyde, une VR plus stricte que la valeur sélectionnée a été mise en évidence pour le xylène et le styrène. Cependant, il ressort que l'application des valeurs plus strictes (100 µg/m³ pour le xylène et 260 µg/m³ pour le styrène) n'aurait que peu affecté les résultats.

Il est important de noter que les indications et conclusions concernant la conformité des niveaux belges de QAI aux VR se limitent aux substances énoncées dans le Tableau 1. Mais à l'heure actuelle, il s'avère impossible d'établir un niveau qui soit représentatif de la Belgique, en raison d'une pénurie de données sur la QAI concernant plusieurs composants prioritaires (définis dans le Tableau 1). Ainsi, aucune des études n'a surveillé les concentrations intérieures d'amiante, d'ozone, d'ammoniac, de triclosan, de diisocyanate de méthylène, d'éthers de glycol, de perméthrine, de chlorure de vinyle et de retardateurs de flamme bromés. Par ailleurs, une seule étude s'est intéressée aux taux de naphtalène et de benzo(a)pyrène dans l'air intérieur.

Effets cancérogènes

Pour estimer le risque de cancer attribuable à l'exposition au benzène, au trichloroéthylène et à l'acétaldéhyde, nous avons utilisé la plage des valeurs médianes issues des études examinées sur la QAI afin d'établir une approximation représentative de la population des données d'exposition, et d'obtenir ainsi une valeur de base sur laquelle se fonder pour prédire les cas de cancer en fonction des RUinh.

- *Benzène*

Selon la plage des concentrations médianes de benzène relevées dans les études belges (0,77-5 µg/m³), l'exposition au benzène présent dans l'air intérieur est associée à un risque de cancer induit par le benzène compris entre 4,6 et 30 cas par million d'habitants, en supposant que l'exposition à ces taux s'étend tout au long de la vie. Ces chiffres ont été déterminés sur la base de la valeur RUinh de 6×10^{-6} par µg/m³ établie par l'OMS (2010) et correspondent à environ 0,5 à 3 % de l'incidence des leucémies en Belgique (soit 625 cas tous les cinq ans dans une population de 11 millions d'habitants résidant en Belgique).

L'analyse d'un ensemble restreint et plus ancien de données de surveillance sur la QAI en Belgique (Stranger *et al.*, 2007) menée en Europe par Sarigiannis *et al.* (2011) sur le risque de cancer lié à l'exposition aux COV a rapporté des chiffres comparables concernant les risques de cancer dus à une exposition au benzène présent dans l'air intérieur. La comparaison établie par Sarigiannis *et al.* (2011) au niveau régional révèle que le risque de cancer induit par le benzène se situe dans la fourchette inférieure par rapport à d'autres pays de l'UE (voir la Figure 9).

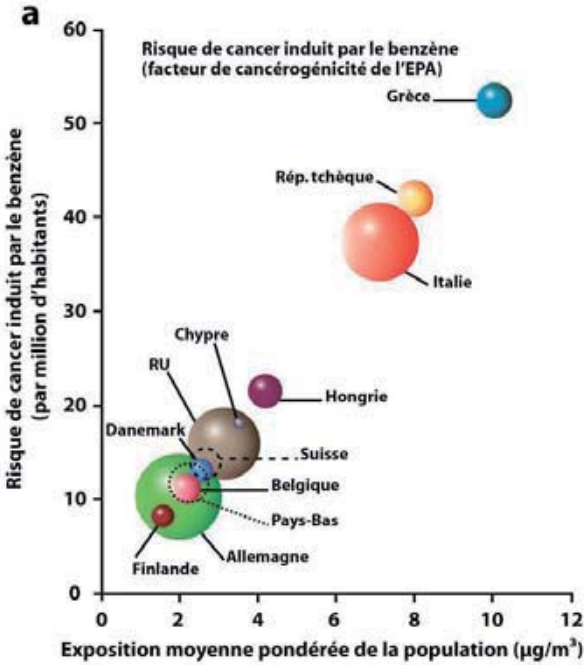

Figure 9. Risque de cancer induit par le benzène (par million d'habitants) dans plusieurs pays européens, Sarigiannis et al. (2011). Remarque : le facteur de cancérogénicité de l'EPA utilisé par Sarigiannis et al. (2011) est identique (6×10^{-6} par µg/m³) à la valeur RUinh de l'OMS appliquée dans cette analyse.

- *Trichloroéthylène*

Selon la plage des concentrations médianes de trichloroéthylène relevées dans les études belges (0,1-7 µg/m³), le risque de cancer induit par le trichloroéthylène se situe entre 0,04 et 3 cas par million d'individus exposés, en supposant une exposition à ces taux de trichloroéthylène tout au long de la vie. Ces chiffres ont été déterminés sur la base de la valeur RUinh de $4{,}3 \times 10^{-7}$ par µg/m³ établie par l'OMS (2010).
Il convient de noter que la valeur médiane de 7 µg/m³ (écoles SAMI-Lux) est considérablement plus élevée que les concentrations de trichloroéthylène médianes issues des autres études et que, de ce fait, les cas de cancer calculés sont significativement influencés par cette étude

SAMI-Lux. Si l'on ne tient pas compte de cette étude pour ne conserver que les valeurs médianes des six autres études, on obtient un risque de cancer induit par l'exposition au trichloroéthylène inférieur à un (1) cas par million.

- *Benzo(a)pyrène*

  Selon la valeur médiane de benzo(a)pyrène de 0,7 ng/m³ (provenant d'une seule étude portant sur 48 échantillons et 25 résidences), le risque de cancer induit par le benzo(a)pyrène s'élève à 60 cas par million d'habitants (moyennant une exposition tout au long de la vie). Ce chiffre a été déterminé sur la base de la valeur RUinh de $8,7 \times 10^{-5}$ par ng/m³ établie par l'OMS (2010).

- *Acétaldéhyde et formaldéhyde*

  Selon la plage des concentrations médianes d'acétaldéhyde relevées dans les études belges examinées (5-23 µg/m³), le risque de cancer induit par l'acétaldéhyde se situe entre 11 et 50 cas par million d'habitants (moyennant une exposition tout au long de la vie). Ces chiffres ont été déterminés sur la base de la valeur RUinh de $2,2 \times 10^{-6}$ par µg/m³ établie par l'agence US EPA (1991). Ils sont toutefois à interpréter avec précaution dans la mesure où la valeur EPA n'est pas récente (1991) et soulève la question de savoir si une extrapolation linéaire aux faibles doses est justifiable. L'organisme OEHHA (2000) effectue une extrapolation aux faibles doses pour l'acétaldéhyde. Par ailleurs, l'acétaldéhyde appartient au groupe 2B selon la classification CIRC (preuves insuffisantes de la cancérogénicité de l'acétaldéhyde pour l'homme, mais suffisantes pour les animaux de laboratoire), et fait donc l'objet d'une évaluation moins stricte par le CIRC en comparaison à la classification du formaldéhyde qui, lui, appartient au Groupe 1 (agent cancérogène connu pour l'homme). Pour ce dernier, aucun cas de cancer n'a toutefois été calculé car l'OMS (2010) considère le formaldéhyde comme un cancérogène associé à une valeur seuil. Or, toutes les expositions au formaldéhyde détectées sont inférieures à ce seuil. Il faut cependant garder en mémoire que le formaldéhyde est un agent mutagène reconnu par le CIRC comme cancérogène pour l'homme (Groupe 1). Or, il est peu probable que ces agents cancérogènes mutagènes puissent être associés à une dose critique en dessous de laquelle ils ne présentent aucun effet. Par ailleurs, l'OMS (2010) n'a pas inclus l'acétaldéhyde dans son rapport sur les valeurs guides relatives à la QAI.

  Ce dernier point souligne une fois de plus l'influence de la sélection des valeurs de risque de cancérogénicité sur les résultats. En effet, si l'on appliquait la valeur RUinh de $1,3 \times 10^{-5}$ par µg/m³ établie par l'US EPA (1991) (adénocarcinomes des fosses nasales et carcinomes épidermoïdes) et non la valeur seuil de l'OMS (2010), nous obtiendrions un nombre substantiel de cas de cancer supplémentaires causés par le formaldéhyde. Selon la plage des concentrations médianes de formaldéhyde relevées dans les études belges (16-25 µg/m³), le risque de cancer induit par le formaldéhyde se situe entre 210 et 320 cas par million d'habitants (moyennant une exposition tout au long de la vie). Ces chiffres sont étonnamment élevés comparativement aux bases de résultats établies selon l'approche de l'OMS (2010), qui considère que cette substance ne présente pas de risque de cancérogénicité en dessous de la VR de 100 µg/m³.

En conclusion, d'après les données à disposition, le benzène et le benzo(a)pyrène semblent être les facteurs de stress chimiques ayant le plus d'impact sur l'incidence des cancers dus à une mauvaise QAI. Il ressort également que l'impact d'une exposition au trichloroéthylène est négligeable, contrairement au formaldéhyde et à l'acétaldéhyde, dont l'effet sur la prévalence du cancer est très incertain de par sa large variation selon la méthode appliquée.

Les mélanges présents dans l'air intérieur représentent-ils un danger pour la santé ?

Parallèlement à l'évaluation classique substance par substance, il est important de noter que l'air intérieur renferme un mélange divers et varié de substances chimiques auxquelles la population est simultanément exposée.

L'**évaluation combinée des risques** prend en compte le fait que plusieurs substances présentes dans l'air intérieur peuvent agir sur le même organe/critère cible et doivent dès lors faire l'objet d'une évaluation conjointe. Ce constat rend inapproprié le recours à l'évaluation classique substance par substance expliquée dans les paragraphes précédents, qui est susceptible de sous-estimer le risque de ces « cocktails » chimiques en suspension dans l'air intérieur. Mais évaluer le risque inhérent aux mélanges est un processus fastidieux et aucune donnée d'investigation approfondie concernant l'évaluation des risques cumulés dans l'air intérieur belge n'est disponible dans la littérature.

Un exercice préparatoire de l'évaluation des effets cumulés a récemment été appliqué aux mélanges présents dans l'air intérieur, incluant 180 échantillons prélevés dans le cadre de l'étude flamande de surveillance d'habitats sans plaintes relatives à la santé (2008-2012), ainsi que les données de 90 écoles flamandes provenant de l'étude BIBA (2008-2009) (De Brouwere *et al.*, 2014). Cet exercice préparatoire a employé le ratio maximal cumulé (RMC), qui permet d'identifier les cas nécessitant une évaluation des risques cumulés. Le recours au RMC visait à déterminer si le risque associé au mélange de substances dans l'air intérieur était dominé par un composé unique ou par une combinaison de composés. Les résultats ont révélé que 30 % environ des écoles flamandes étaient liés à un risque d'effets combinés dus à l'exposition à des substances multiples. Ces 30 % de milieux intérieurs auraient pourtant été classés de manière erronée dans la catégorie « danger limité pour la santé causé par la QAI » avec une approche classique substance par substance. Cette constatation illustre **la nécessité d'aller au-delà de l'évaluation classique des risques selon une approche substance par substance pour aborder les questions de l'air intérieur**. Pour le moment, la méthode du RMC doit être utilisée comme ***outil d'évaluation*** dans le cadre des mélanges. La situation actuelle appelle à une investigation approfondie incluant les effets communs, qui s'avérerait bien utile pour ces 30 % d'échantillons intérieurs. Cette évaluation est nécessaire pour identifier, au sein de ces 30 % de bâtiments présentant un risque d'effets combinés, les échantillons pour lesquels le danger résulte d'hypothèses trop prudentes (doses cumulées pour tous les composés examinés) et les échantillons pour lesquels le risque cumulé est bien réel et dû à des effets/modes d'action communs des substances détectées dans les échantillons d'air intérieur en question (Meek *et al.*, 2011).

Pour conclure, le concept d'évaluation combinée appliquée à la surveillance de l'air intérieur est un sujet relativement récent. Les premiers résultats indiquent qu'une exposition combinée à de multiples substances peut être source de danger. Il est dès lors crucial que des recherches approfondies soient menées afin d'examiner les effets concomitants et les sources intérieures communes.

1.3.2 Évaluation de l'impact de la QAI dans les intérieurs belges

L'approche classique d'évaluation des risques décrite à la section 1.3.1.2 vise à démontrer la conformité des données de QAI à des valeurs de référence et facteurs de risque unitaire d'inhalation établis. Le risque unitaire d'inhalation permet de prédire le nombre de cas de cancer supplémentaires causés par une exposition à des polluants présents dans l'air intérieur. Mais l'évaluation des effets de seuil se résume à la qualification de la QAI à un niveau « en dessous » ou « au-dessus » de valeurs de référence. Par conséquent, cette technique ne permet pas de quantifier l'impact en cas de dépassement d'un seuil, de déterminer la gravité des effets sur la santé, d'estimer le fardeau sur le plan de la santé publique ni d'évaluer le coût associé.

Il existe pourtant des méthodes permettant de quantifier cet impact et d'exprimer le fardeau induit par la pollution intérieure : AVCI. La valeur AVCI mesure les inégalités de santé (à savoir, les années de vie perdues en raison d'un décès ou d'une incapacité), par opposition aux espérances de santé. Concrètement, elle mesure la différence entre une situation réelle et une situation idéale ou alternative. La valeur AVCI combine en une seule mesure le temps de vie avec une incapacité et le temps perdu dû à la mortalité prématurée.
Les populations humaines sont associées à un certain coût de la maladie (CDM). Une part de ce coût est causée par l'exposition à des facteurs de stress environnementaux (coût environnemental de la maladie (CEM)). Les estimations indiquent que 10 à 20 % du coût total en Europe résulte de ces facteurs de stress environnementaux (Prüss-Ustün et Corvalán, 2006). Pour calculer le CEM, une méthodologie a été mise au point par De Hollander (1999).

L'unité utilisée pour exprimer la valeur AVCI a été introduite initialement par l'OMS et la Banque mondiale, afin de comparer le CDM à l'échelle mondiale (Murray et Lopez, 1990, 1996). Cette valeur AVCI est une mesure du nombre d'années de vie en bonne santé perdues, qui cumule le nombre d'années de vie perdues (AVP) en raison d'un décès avant l'âge d'espérance de vie et le nombre d'années de vie perdues en raison d'une incapacité (AVPI). Elle permet de pondérer les maladies les unes par rapport aux autres au moyen d'un facteur de gravité (poids d'incapacité), rendant ainsi possible la comparaison. Quant aux valeurs AVP et AVPI, elles correspondent tout simplement (aucune soustraction, aucune pondération en fonction de l'âge) à la multiplication de trois variables : le nombre de personnes × le poids de gravité × la durée. Avec les valeurs AVCI, il est possible d'effectuer des comparaisons relatives entre différents scénarios. Les valeurs AVCI absolues ne sont en revanche pas recommandées, au vu des multiples variables susceptibles d'influencer le facteur santé (mode de vie, alimentation, statut tabagique, prédisposition génétique, etc.) (Dahlgren et Whitehead, 1991).

Concernant l'exposition chronique au benzène et la mortalité par leucémie, un calcul statique a été réalisé dans l'étude EBoDE (Hanninen et Knol, 2011). Le risque unitaire de 6×10^{-6} par µg/m³ supposant une exposition tout au long de la vie a été appliqué (OMS, 2000). Les constatations suivantes ont été établies. La concentration moyenne annuelle de benzène à laquelle la population belge (Région flamande) est exposée dans les milieux intérieurs s'élève à 1,5 µg/m³ (Swaans *et al.*, 2008). L'âge moyen de décès des suites d'une leucémie au sein de la population totale avoisine les 70 ans. L'espérance de vie étant de 84 ans, le nombre d'années perdues par personne est donc de 14 ans. Le facteur de gravité (décès) s'établit à 1. Sur la base de ces données, un calcul similaire a été effectué en Région flamande auprès d'une population de six millions de personnes par Buekers *et al.* (2012) :

> AVCI par an = 1,5 µg/m³ × (6×10^{-6} /70) × (6×10^{6} personnes) × 1 × 14 années = 10,8 ou, par million d'habitants dans la Région flamande, 1,8 AVCI par an.

Jusqu'à ce jour, les valeurs AVCI n'ont été appliquées que de manière éparse dans les initiatives belges sur la QAI, apparaissant dans le projet EBoDE, le projet EnVIE (2009) et son étude de suivi IAIAQ (Jantunen *et al.*, 2010).

Le projet EBoDE a mesuré l'impact de l'exposition au formaldéhyde, au benzène et aux particules PM2.5 sur la santé de la population belge (Hänninen et Knol, 2011). Le rapport EBoDE a révélé un résultat de 3,3 AVCI par million d'habitants et par an induit par le benzène ; de 0,1 AVCI par million d'habitants et par an induit par le formaldéhyde et de 7 642 AVCI par million d'habitants et par an induit par les particules PM2.5. Le rapport EBoDE n'a fait état d'aucune autre prédiction AVCI concernant certains facteurs de stress de l'air intérieur (plusieurs COV, etc.), majoritairement en raison du manque de fonctions dose-réponse appropriées, qui sont essentielles pour les prédictions AVCI.

Dans l'étude EnVIE, le coût total de la maladie causé par les expositions aux polluants intérieurs (dont le radon) en Belgique a été estimé entre 980 et 1 230 AVCI par an et par million d'habitants (Jantunen *et al.*, 2011).

Le projet EBoDE a eu recours à une approche basée sur l'exposition (calculs impliquant les données d'exposition), tandis que l'étude EnVIE a opté pour une approche fondée sur les effets (calculs impliquant les données d'impact sur la santé).
Idéalement, les résultats des deux approches devraient concorder. Les chercheurs Jantunen *et al.* (2011) ont mis en évidence des résultats étonnamment concordants entre les études EBoDE et EnVIE, sachant que ces résultats provenaient de six pays et ont été obtenus à l'aide d'évaluations du CEM indépendantes et menées différemment. Une conclusion d'autant plus surprenante lorsque l'on sait que l'étude EBoDE a pris en compte l'exposition totale, alors que l'étude EnVIE (IAIAQ) ne s'est intéressée qu'aux expositions intérieures.

Inversement, les chercheurs Schram-Bijkerk *et al.* (2012), qui ont comparé les deux méthodes d'évaluation de l'impact de l'air intérieur aux Pays-Bas, ont mis en évidence des résultats disparates, préconisant un examen prudent des estimations du coût de la maladie avant toute utilisation dans le cadre de l'établissement de règles. Aucune comparaison détaillée des deux méthodes n'est à ce jour disponible pour la QAI en Belgique.

Selon les chercheurs Jantunen *et al*. (2011), à l'origine de l'étude de suivi EnVIE (IAIAQ), l'air ambiant serait responsable des 2/3 du coût total de la maladie découlant des expositions à l'air intérieur en Europe (majoritairement les particules fines et bioaérosols, mais également certains COV). Le tiers restant lié aux expositions à l'air intérieur serait quant à lui causé par les installations de chauffage et de combustion (cuisson et chauffage à l'aide de combustibles solides), les systèmes d'approvisionnement en eau et les fuites d'eau. La condensation et le sol sous-jacent représentent deux autres sources importantes de radon dans le CDM lié à la QAI. Selon l'étude EnVIE, les polluants intérieurs les plus importants au niveau du CDM sont les suivants : particules fines (PM), humidité, bioaérosols, radon, CO et COV.

Il est toutefois très probable que la charge causée par les COV soit sous-estimée, aussi bien dans les calculs de l'étude EnVIE que dans ceux de l'étude EBoDE, et cela pour deux raisons : 1) nous manquons de données épidémiologiques sur les valeurs dose-réponse spécifiques pouvant être extrapolées de manière fiable aux concentrations dans l'air intérieur de plusieurs COV (les données disponibles actuellement ne concernent que le benzène, le naphtalène et le formaldéhyde) ; le coût de la maladie induit par les autres COV est pour l'heure ignoré des calculs AVCI ; 2) les problèmes de santé causés par les COV sont essentiellement associés aux nouvelles constructions ou aux bâtiments récemment rénovés, qui ne représentent qu'un faible pourcentage du parc immobilier occupé par la population.

En résumé, il existe dans la littérature des méthodes permettant de calculer l'impact sur la santé d'une QAI non idéale. Ces méthodes ont été appliquées dans les études menées en Belgique sur la QAI, mais de façon non homogène. Pour améliorer les calculs AVCI actuels, il serait judicieux de prendre en compte le tableau plus complet que nous dressons dans la présente analyse (exposé à la section 1.2.2) sur la QAI en Belgique. En effet, les données concernant la Belgique utilisées dans les études EBoDE et EnVIE se fondent sur quelques études éparses. Plus complètes, les données recueillies dans le cadre de cette analyse fournissent des informations favorisant une meilleure prévision, plus précise, des valeurs AVCI représentatives de la QAI dans le pays.

L'étape suivante consiste à réaliser une comparaison détaillée des deux méthodes de calcul de la valeur AVCI (à l'image de l'étude menée par les Pays-Bas et publiée par Schram-Bijkerk *et al.*, 2012), afin d'obtenir des ensembles de données plus exhaustifs pour mesurer la QAI en Belgique.

Nous préconisons également l'application du modèle EnVIE pour calculer les bienfaits sur la santé résultant de la mise en place en Belgique de politiques en matière de QAI. En effet, le modèle EnVIE, qui inclut les impacts économiques de plusieurs politiques de QAI (protocoles d'étiquetage harmonisés, politiques relatives à la pénétration des polluants présents dans l'air extérieur, intégration de la QAI dans la procédure DPEB ou encore politiques régissant les installations de chauffage et de combustion) dans le calcul de la valeur AVCI, peut s'avérer précieux pour prédire les bienfaits des politiques belges en matière de QAI.

1.3.3 Discussion et conclusions sur l'impact de la QAI en Belgique

Dans l'évaluation classique substance par substance des risques sur la santé induits par la QAI, le choix des valeurs de référence sanitaires a un impact considérable sur les résultats globaux. Parmi les composés prioritaires pris en compte (NO_2, PM, COV, COVT et formaldéhyde) dans cette analyse (Tableau 1), c'est pour le formaldéhyde que cet impact est le plus prononcé.

D'après les données disponibles sur la QAI en Belgique, l'évaluation des risques traditionnelle substance par substance indique que 95 % des sites en intérieur étudiés peuvent être classés dans la catégorie « danger limité pour la santé causé par la QAI ». Toutefois, trois points importants doivent être pris en considération : (1) **une estimation de l'ampleur de l'impact sur la santé** dans les 5 % des sites étudiés dépassant les valeurs de référence est requise ; (2) **bien plus de COV** non examinés dans cette analyse circulent dans l'air intérieur ; (3) des **bases de données de référence plus complètes relatives à la QAI en Belgique sont nécessaires**. Par ailleurs, parmi les facteurs de stress de l'air intérieur, le benzène et le benzo(a)pyrène ont été identifiés comme ayant le plus d'impact sur l'incidence du cancer.

Il ressort également que le dépassement des valeurs de référence sur les sites en intérieur apparaît le plus souvent dans des bâtiments où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées. Ce constat est confirmé par les concentrations significativement plus élevées de COVT, à l'origine d'irritations sensorielles, quantifiées dans ces intérieurs.
Outre l'évaluation des risques substance par substance, une **évaluation des risques cumulés s'avère nécessaire** à l'échelle de la Belgique. Ce besoin appelle à la collecte d'ensembles de données complets sur la QAI et représentatifs des intérieurs belges.

Pour estimer la gravité de la situation de l'air intérieur et les coûts associés, un **calcul plus précis des valeurs AVCI est requis**, **exigeant le recueil d'un volume de données important et représentatif concernant l'état de la QAI en Belgique**.

1.4 État actuel des émissions de produits

1.4.1 Contexte

L'objectif de cette section est de mettre en corrélation les composés chimiques répertoriés dans la liste des composants prioritaires avec les sources potentielles de pollution intérieure. L'analyse se limite aux sources suivantes : matériaux de construction (revêtements compris), mobilier, produits ménagers et produits de consommation. Les mesures relatives à l'activité humaine (tabagisme passif, équipements CVC, appareils de combustion et de purification de l'air, par exemple) sont exclues de cette analyse. Quant au radon et aux moisissures, ils font l'objet de chapitres distincts. Les environnements intérieurs étudiés couvrent les bâtiments non industriels.

La majorité des composants prioritaires portent sur les COV, COSV ou COTV. Les autres composés inclus dans la liste se rapportent aux particules respirables et à l'ammoniac (composant inorganique). Les composés CO, CO_2 et NO_2 n'ont pas été traités dans cette analyse. Par ailleurs, le recours à l'amiante, sous toutes ses formes, étant interdit dans l'Union européenne, cette

substance est également exclue de la présente analyse, étant donné que les nouveaux matériaux en sont dépourvus.

Pour limiter les expositions à des polluants occasionnant des troubles de la santé, des stratégies de contrôle et de ventilation des sources sont déjà d'application. Le projet HealthVent (www.healthvent.eu, 2013), préconise avant tout le contrôle des sources de pollution d'air à la fois à l'intérieur et à l'extérieur, et ne recommande la ventilation qu'en dernier recours. C'est pourquoi il est crucial d'établir un lien entre les composés prioritaires et les sources polluantes (potentielles) dans les bâtiments non industriels belges.

1.4.2 Examen de la littérature publiée depuis 2005

L'examen des données belges concernant la QAI et les sources de pollution chimique dans l'air intérieur a inclus différentes études menées entre 2005 et mai 2013. Cependant, la plupart des publications contenant des données pertinentes pour la Belgique portaient majoritairement sur la QAI, sans s'intéresser spécifiquement aux sources. Afin de mettre en corrélation les composants prioritaires belges avec les sources potentielles, de multiples informations ont été compilées à partir d'articles de revues européennes et internationales à comité de lecture, de rapports techniques rédigés par des organisations et institutions gouvernementales, de normes d'essai, de bases de données en ligne et de contenus Web publiés par des institutions gouvernementales, laboratoires certifiés, organismes de certification reconnus et organisations majeures sur les matériaux à faible émission. Les données ont été croisées avec les informations actuelles issues des activités de l'organisation européenne pour l'évaluation technique EOTA (European Organisation for Technical Assessment) (EOTA PT9) et du CEN (Comité européen de normalisation) (CEN/TC 351, CEN/TC139, etc.) concernant les émissions de matériaux. En raison de la disponibilité limitée de données d'émissions récentes, des informations provenant de rapports de « référence » antérieurs à 2005 ont également été incluses pour la partie relative aux données industrielles.

Références belges
Législation (en Belgique et tendances européennes)

Cette section présente brièvement les mesures et réglementations belges régissant les produits et l'air intérieur. En Belgique, les produits sont réglementés au niveau fédéral. Les bâtiments sont à la charge des autorités régionales et les questions de santé sont gérées au niveau communal (Goelen *et al.*, 2003).
La loi fédérale relative aux normes de produits (1998) et les arrêtés d'exécution connexes stipulent que tous les produits amenés sur le marché belge doivent être conçus de manière à ce que leur production, leur usage et leur élimination ne présentent aucun danger pour la santé humaine et contribuent le moins possible à la pollution environnementale. Les principaux objectifs de cette loi visent la création d'une politique intégrée et durable en matière de produits, la mise en œuvre des Directives européennes, ainsi que l'intégration des substances dangereuses dans la politique belge (loi du 21 décembre 1998).
La Belgique compte par ailleurs deux autres documents stratégiques : le plan fédéral relatif aux produits 2009-2012 et le plan fédéral relatif à la qualité de l'air 2009-2012 :
- Le plan fédéral relatif aux produits 2009-2012 mentionne comme action 18 : adapter la législation aux développements actuels de la directive relative aux produits de construction ;
- Le plan fédéral relatif à la qualité de l'air comprend également les mesures suivantes :

- Action 27 : critères pour réglementer les émissions des produits de construction
- Action 28: limitation des émissions de benzène et de formaldéhyde des produits désodorisants
- Action 29 : constitution d'une base de données rassemblant les connaissances relatives aux émissions des produits dans l'environnement intérieur
- Action 33 : sur base d'un accord sectoriel, réduction des émissions de COV des produits de consommation

En 2008, le ministère fédéral de l'Environnement a décidé d'organiser une consultation réunissant les principales parties prenantes en charge de l'environnement dans le but d'identifier de nouvelles mesures stratégiques. Au lieu de tenter de résoudre en même temps tous les problèmes complexes inhérents à l'air intérieur, il a été décidé de se concentrer sur des actions maîtrisables, réalistes et pouvant mener à un consensus, à savoir s'attaquer aux sources en complément d'une ventilation efficace, dans toute la mesure des compétences du Gouvernement fédéral.

De cette consultation est né un Arrêté royal concernant les adhésifs et revêtements de sol, publié en 2013 (« Arrêté royal établissant les niveaux seuils pour les émissions dans l'environnement intérieur de produits de construction (Arrêté royal du 8 mai 2014, publié au Moniteur belge du 18 août 2014, notification n° 2012/568/B)). Cet Arrêté royal représente l'application au niveau national de l'exigence n° 3 « Hygiène, santé et environnement » du Règlement européen pour les produits de construction (305/2011/UE). Cette réglementation fixe des dispositions concernant les émissions générées par les ouvrages de construction dans l'environnement intérieur, en fonction de leur usage prévu. Son objectif est de protéger la santé publique contre les effets nocifs ou de minimiser le risque d'effets nocifs. Pour les produits désodorisants, des actions fédérales similaires sont au programme (projet EPHECT, www.ephect.eu).
L'Arrêté du Gouvernement flamand sur l'environnement intérieur de 2004 établit des réglementations spécifiques sur l'environnement intérieur flamand. Cet arrêté stipule notamment que quiconque en charge de la construction, de la gestion et de l'équipement de bâtiments publics est tenu de limiter autant que possible les risques liés à l'environnement intérieur sur la santé des habitants et des utilisateurs. Cet arrêté réglemente par conséquent les recherches et les mesures sur l'environnement intérieur des logements et bâtiments publics, ainsi que toutes les compétences de l'Inspection flamande de la santé (*Vlaamse Gezondheidsinspectie*) et de l'ensemble des experts médico-environnementaux. Il établit également les normes de qualité relatives à l'environnement intérieur en Flandre. Pour la Région wallonne et de Bruxelles-Capitale, il n'existe actuellement aucune réglementation sur l'environnement intérieur.
Au niveau européen, plusieurs États membres de l'Union européenne disposent de programmes d'étiquetage, de certification et de test des émissions (Lor *et al.*, 2010). La Commission européenne est par ailleurs occupée à élaborer (par le biais d'un mandat délivré au CEN : CEN/TC 351) une norme harmonisée sur les tests d'émissions, à utiliser lors de l'évaluation des émissions de COV rejetées par les produits dans l'air intérieur dans le cadre de la mise en œuvre de l'exigence fondamentale pour les ouvrages de construction n° 3 « Hygiène, santé et environnement » du Règlement pour les produits de construction, incluant les émissions dans l'air intérieur (CEN/TC 351 ; C. Daümling, 2012 ; Harrison *et al.*, 2011 ; rapport ECA-IAQ n° 27, 2012). L'objectif de cette réglementation est de faciliter le commerce international et de limiter les obstacles au commerce au sein des 27 États membres de l'Union européenne. L'initiative européenne porte principalement sur le développement d'une politique des produits visant à améliorer la qualité de l'air intérieur et minimiser ses effets sur la santé des occupants.
Une autre initiative européenne cherche actuellement à établir un groupe de travail dédié au développement, au niveau européen, de valeurs d'analyse du cycle de vie, via la recommandation d'une procédure uniformisée pour déterminer ces valeurs, sur le modèle des processus allemand (AgBB) et français (ANSES) existants (http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/outcome-workshop-emissions-building-materials). Sous la Présidence belge de 2010, des programmes ont également été entrepris pour créer une Commission sur la politique des produits destinée à améliorer la qualité de l'air intérieur (http://www.health.belgium.be/eportal/Aboutus/eutrio/environment/In). L'importance de l'air intérieur a été de nouveau soulignée lors de l'atelier « Better indoor air for better health » organisé pendant la conférence Semaine verte de 2013 (http://ec.europa.eu/environment/greenweek/).

Données industrielles

Le Tableau 9 présente une vue d'ensemble de la corrélation entre (1) les substances chimiques prioritaires énoncées dans le Tableau 1, leur présence dans (2) la législation sur les produits, les protocoles volontaires d'essais de produits, les livres verts et les documents de référence sur l'air intérieur et (3) les sources (d'émissions) potentielles de ces composés.

Le tableau révèle que, malgré un nombre substantiel de législations sur les produits, protocoles volontaires d'essais de produits, livres verts et documents de référence sur l'air intérieur disponibles tant au niveau national que international, tous les composés ne sont pas mentionnés dans la section 2 (composés traités dans les documents stratégiques) (Lor *et al.*, 2010 ; Levin, 2010). La sélection présentée garantit un recoupement maximal entre les composés ciblés par la Belgique et leur importance dans les autres pays.

Tableau 9. Vue d'ensemble de la corrélation entre (1) les substances chimiques prioritaires, leur présence dans (2) la législation sur les produits, les protocoles volontaires d'essais de produits, les livres verts et les documents de référence sur l'air intérieur et (3) les sources (d'émissions) potentielles

	(1) Priority list indoor air	**(2)** Compounds considered in						**(3) Sources**			
										household and consumer products	
#	Target (priority)compounds	**product legislation**			**product testing protocols & green codes**		**guidance document indoor air**	*building materials*	*furnishing/furniture*	*consumer products*	*electronic devices*
	(S)V(V)OC	DIBt/AgBB 2012	French emissionlabel (2013)	Belgian KB floor coverings/adhesives (2014)	Greenguard (AgBB+) (2012)	M1	Agöff (2008)	incl coatings			
1	TVOC		x	x	x	x	x	x	x	x	x
2	total aldehydes				x *			x	x	x	
3	formaldehyde	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
4	acetaldehyde	x	x	x	x		x	x	x	x	
5	benzene	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6	naphthalene	x		x	x		x	x	x	x	
7	benzo(a)pyrene	x		x	x	x		x	x	x	
8	trichloroethylene	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
9	tetrachloroethylene	x	x	x	x		x	x	x		x
10	toluene	x	x	x	x		x	x	x	x	x
1	styrene	x	x	x	x		x	x	x	x	x
12	alfa-pinene	x		x	x		x	x	x	x	
13	limonene	x		x	x		x	x	x	x	
14	1,2,4 trimethylbenzene	x	x	x	x		x	x	x		x
15	triclosan (= 5-chloro-2-(2,4-dichlorophenoxy)phenol)							x		x	
16	methylene-di-isocyanate	x		x	x and 91-08-7: Toluene-2,6-diisocyanate			x	x	x	
17	permethrin							x		x	
18	vinylchloride	x		x	x	x		x	x	x	
19	xylenes (mix)	x	x	x	x			x	x	x	x
	p-Xylene	x		x			x	x	x	x	x
	m-Xylene	x		x			x	x	x	x	x
	o-Xylene	x		x			x	x	x	x	x
20	glycolethers	x		x	x		x	x	x	x	
21	brominated flame retardants (PBDE,...)	*VOC content*						x	x	x	x
	OTHER										
	inorganic compound										
22	ammonia				x	x		x		x	
	particles				x			x	x	x	x
23	PM10							x			
24	PM2,5							x	x	x	x
	* includes 2-Butenal, Acetaldehyde, Benzaldehyde, Benzaldehyde 2,5-dimethyl, Benzaldehyde 2-methyl, Benzaldehyde 3- and/or 4-methyl, Butanal, Butanal 3-methyl, Formaldehyde, Hexanal, Pentanal, and Propanal										

1.4.3 Composants et sources

1.4.3.1 Composants prioritaires et leurs sources

Tous les composants prioritaires pour la Belgique (Tableau 1) sont associés à des matériaux de construction, mobiliers, produits de consommation et/ou appareils électroniques (voir le Tableau 9).

Si l'on regarde de plus près les composants prioritaires traités dans les autres documents nationaux et internationaux (législations sur les produits, protocoles volontaires d'essais de produits et codes verts), nous pouvons constater que les composés triclosan et perméthrine ne sont mentionnés nulle part. Quant aux retardateurs de flamme bromés, les exigences les concernant se limitent à leur teneur en COV. Cette restriction est due à la détermination analytique plus difficile des émissions rejetées par ces matériaux (COSV), comme le soulignent l'ISO (Organisation internationale de normalisation) via la norme actuellement en développement destinée à mesurer le diphényléther polybromé, l'hexabromocyclododécane et l'hexabromobenzène, ainsi que les projets de recherche en cours explorant les causes et l'impact de la contamination de l'air intérieur par des produits chimiques retardateurs de flamme (ISO/CD 16000-35 ; projet INFLAME).

Seuls le système finnois M1 et le label américain Greenguard s'intéressent au composé inorganique ammoniac. L'ammoniac est généralement associé à des émissions secondaires (composants chimiques qui se forment des suites de l'interaction entre les oxydants présents dans l'air intérieur et les substances chimiques des surfaces, et par hydrolyse). Se reporter à la section « Composés organiques présents dans l'air intérieur » qui aborde les composants résultant de la dégradation des matériaux induite par l'humidité (Gustafsson, 1992). Les seules références incluant la mesure des émissions de particules fines au cours de la phase d'utilisation d'un produit sont le label danois de qualité de l'air intérieur (Danish Society of Indoor Climate, 1997) et le label américain Greenguard (particules totales ≤ 10 µm ou particules respirables) (Greenguard GGTM.P056.R3, 2007 ; Greenguard GGTM.P066.R6, 2008 ; Greenguard UL2819, 2013 ; label reposant sur une méthode de test spécifique à flux d'air forcé et se rapportant à la mesure des particules fibreuses rejetées par les produits présentant une surface exposée à l'air).

1.4.3.2 Composés organiques présents dans l'air intérieur

L'air intérieur comprend une myriade de composés. Certaines substances seules peuvent être à l'origine d'effets indésirables, tandis que d'autres deviennent nocives uniquement en cas d'interaction avec d'autres. Par ailleurs, il a été démontré que chaque personne réagissait différemment à une même exposition (Jungsoo *et al.*, 2013). Outre les composants couverts dans la liste prioritaire pour la Belgique (Tableau 1), bon nombre de CO(S)V(T) (liste allemande AgBB) et d'autres composés organiques intermédiaires (tels que les radicaux, hydroperoxydes, composés ioniques, et les variétés qui se déposent sur les particules) ne sont en revanche pas recensés. Une tentative de visualisation schématique de ces composés organiques présents dans l'air intérieur a été ébauchée par Wolkoff et Nielsen (2001) et illustrée à la Figure 10.

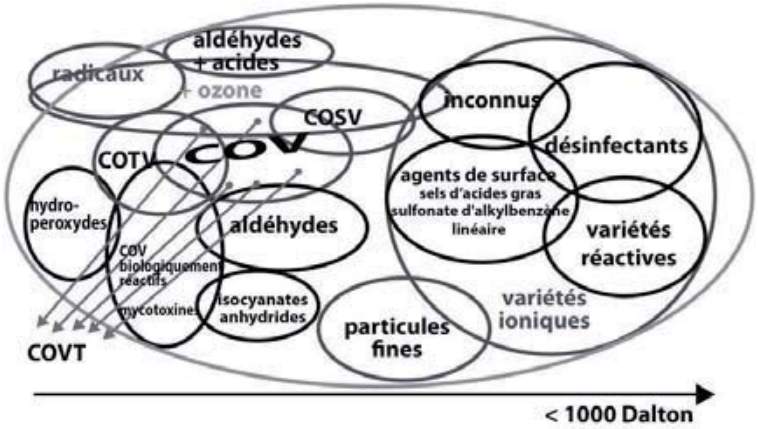

Figure 10. Présentation des composés organiques présents dans l'air intérieur (Wolkoff et Nielsen, 2001)
L'air intérieur contient des composés organiques, dont certains peuvent se déposer sur les particules, ainsi que des variétés intermédiaires (radicaux organiques, par exemple) et des variétés ioniques. Il semblerait que les poids moléculaires de ces composés soient inférieurs à 1 000 Dalton.

D'après Wolkoff et Nielsen (2001), quatre types de composés organiques se distinguent dans l'air intérieur, en fonction de leur effet attendu sur la santé, y compris les nuisances olfactives (Wolkoff *et al.*, 2006) :

- composés non chimiquement réactifs (stables), tels que le butanol ;
- composés chimiquement réactifs, comme les alcènes (limonène, par exemple) qui réagissent à l'ozone, ou au dioxyde d'azote en présence de lumière, produisant de nouveaux produits oxygénés ;
- composés formant des liaisons chimiques aux sites récepteurs des muqueuses (composés dits biologiquement réactifs, comme le formaldéhyde) ;
- composés présentant des toxicités (connues), tels que le pentachlorophénol, et qui se caractérisent par des effets survenant lors d'expositions prolongées.

Du fait de la variété des composés chimiques contenus dans les matériaux de construction, le mobilier, les produits ménagers et de consommation, des réactions chimiques sont susceptibles de se produire dans le matériau, à la surface du matériau et en phase gazeuse. La composition chimique de l'air intérieur est connue comme l'une des principales raisons d'émissions primaires (rejet physique de composants présents dans un produit) et secondaires (composants formés par une réaction chimique au sein du produit ou de l'environnement intérieur) (Levin, 2008 ; Uhde et Salthammer, 2007 ; Nicolas *et al.*, 2007 ; Weschler, 2004 ; rapport ECA-IAQ n° 26, 2007). Une liste non exhaustive des produits potentiellement réactifs et de leurs substances réagissantes dans l'air intérieur, établie par E. Uhde et T. Salthammer, est présentée au **Erreur ! Référence non valide pour un signet.**.

Tableau 10. Liste des produits potentiellement réactifs et de leurs substances réagissantes dans l'air intérieur (Mendell M.J., Mirer, A.G., Cheung, K. Tong, M. et Douwes, J., 2011)

Substances réagissantes	**Produits**
α-pinène	Oxyde de pinène, pinonaldéhyde
Limonène	Oxyde de limonène, carvone, formaldéhyde
Acide oléique	Heptanal, octanal, nonanal, décanal, 2-décénal
Acide linolénique	2-penténal, 2-hexénal, 3-hexénal, 2-hepténal, 2,4-heptadiénal, 1-pentene-3-one
Acide linoléique	Hexanal, heptanal, 2-hepténal, octanal, 2-octénal, 2-nonénal, 2-décénal, 2,4-nonadiénal, 2,4-décadiénal
Hémicelluloses	Furfural, acide acétique
Hydroxy-2 méthyl-2 phényl-1 propanone-1 (PHMP)	Benzaldéhyde, acétone, benzile
(Hydroxycyclohexyl)(phényl) cétone (HCPK)	Benzaldéhyde, cyclohexanone, benzile
Acétate d'éthyl-2 hexyle	Acide acétique, éthyl-2 hexanol
2-éthyl hexanoate de zinc	Acide 2-éthyl-hexanoique
Acrylate de n-butyle	n-butanol
Phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP)	2-éthyl-1-hexanol
Phtalate de dibutyle (DBP)	n-butanol
Phtalate de diisobutyle (DIBP)	2-butanol
Tris(chloroisopropyl) phosphate (TCPP)	1-chloro-2-propanol, 2-chloro-1-propanol
Tris(1,3-dichloro-2-propyl) phosphate (TDCPP)	1,2-dichloropropane, 1,2-dichloropropanol
Tris(2-chloroéthyl) phosphate (TCEP)	2-chloro-ethanol
Tris(2,3-dibromopropyl) phosphate (TDBPP-TBPP)	2,3-dibromo-1-propanol, 1-bromo-2-propanol, 2-bromo-1-propanol
Styrène + cis-1,3-butadiène	4-phényl-cyclohexène (4-PCH)
Cis-1,3-butadiène+trans-1,3-butadiène	4-vinylcyclohexène (4-VCH)
2-chloro-1,3-butadiène	1-chloro-4-(1-chlorovinyl)-cyclohexène 1-chloro-5-(1-chlorovinyl)-cyclohexène
Diéthyldithiocarbarnate de zinc	CS_2, diéthylamine
Azodicarbonamide	Semicarbazide
Acide adipique + 1,4-butanédiol	1,6-dioxa-cyclododécane-7,12-dione
Diméthylaminoéthanol + acide formique	Diméthylformamide
Tryptophane	o-aminoacétophénone
2,3,4,6-tétrachlorophénol	2,3,4,6-tétracholoroanisole
Tétraméthyl-2,4,7,9 décyne-5 diol-4,7 éthoxylé (T4MDD)	Méthyl isobutyl cétone (MIBK), 3,5-diméthyl-1-hexyne-3-ol
Azoisobutyronitrile (AIBN)	Tétraméthylsuccinonitrile

On constate aujourd'hui une nette tendance en faveur de la réduction et/ou l'élimination de certains CO(S)V(T) des matériaux de construction, meubles, produits ménagers et produits de consommation. Si cette tendance aboutit certes à une baisse des émissions de COV, la quantité globale de substances chimiques rejetées par les matériaux de construction, meubles, produits ménagers et produits de consommation continue, quant à elle, d'augmenter.

Les recherches ont révélé l'existence de différences qualitatives et quantitatives considérables entre les rejets chimiques de sources similaires. En fait, aucune liste de critères ou de priorités ne recense actuellement toutes les émissions de produits résultant des changements fréquents observés dans les matières premières et procédés de fabrication. Ce constat est illustré aux Figures 11 et 12, qui portent sur les peintures.

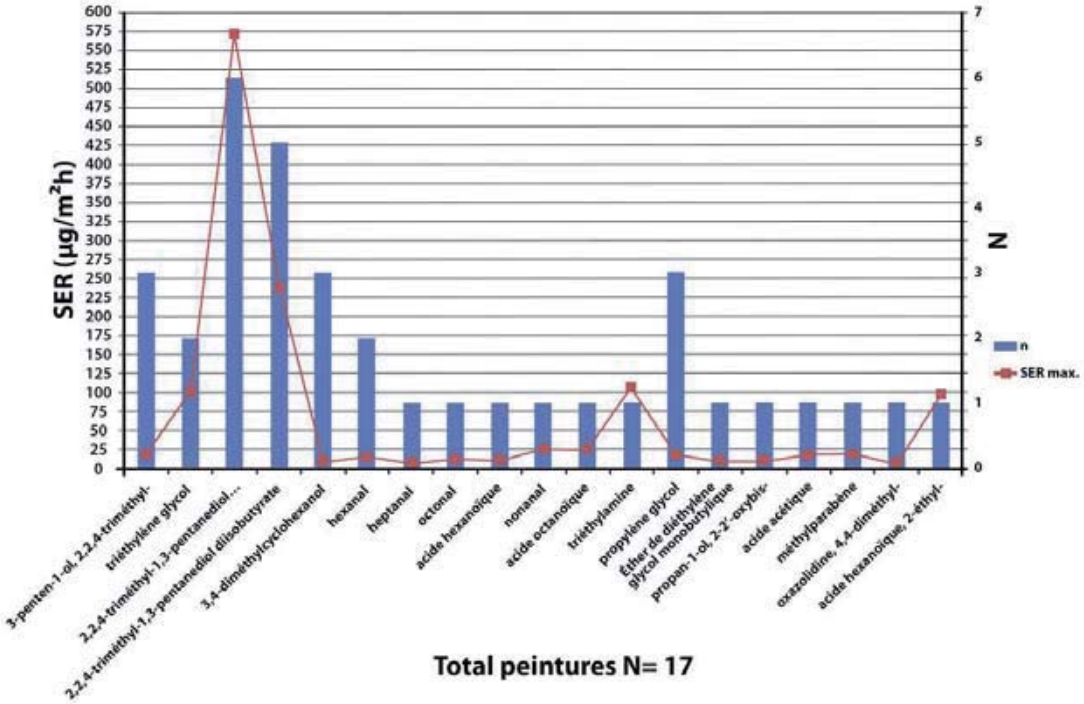

Figure 11. Composants organiques volatils émis par une sélection de peintures d'intérieur actuellement disponibles sur le marché belge (Lor M., Graindorge, F. Piens, M., Wolfs L. et Remontet P. ; colloque sur les émissions et odeurs des matériaux, Bruxelles, 2012)

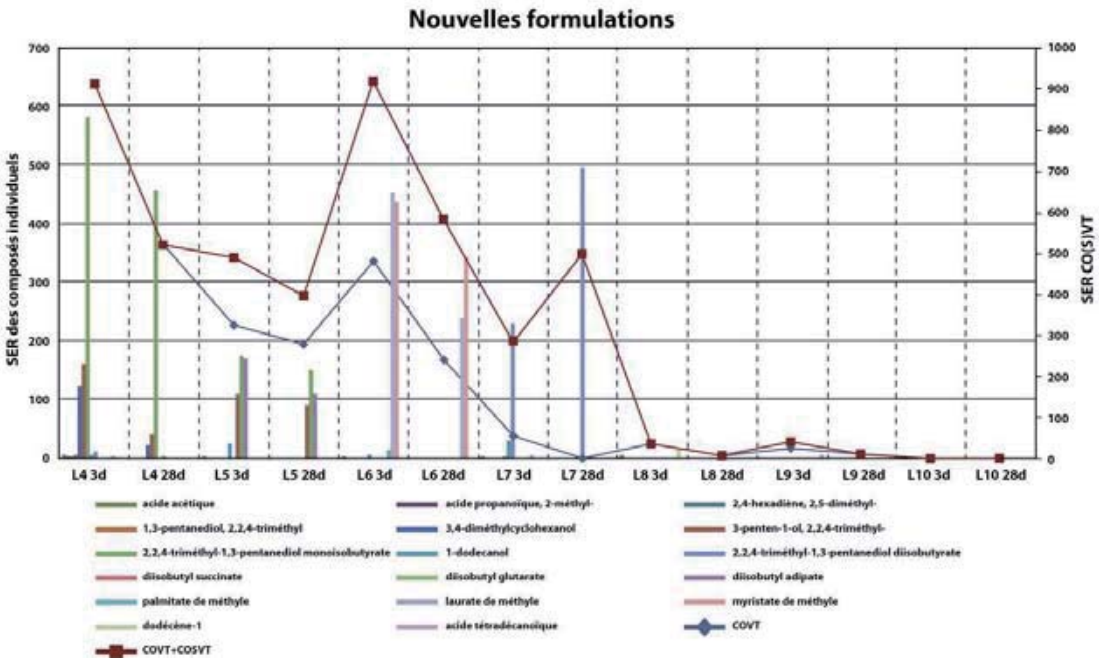

Figure 12. Composants organiques volatils émis par une sélection de peintures d'intérieur présentant de nouvelles formulations (Lor M., Graindorge, F. Piens, M., Wolfs L. et Remontet P., 2012). L'axe horizontal présente sept peintures différentes, dont les émissions ont été testées après 3 et 28 jours.

Ventilation saine

L'influence de la ventilation sur la qualité de l'air intérieur est communément admise (Q-INTAIR, 2009 ; projet HESE, 2002-2005). En effet, pour limiter l'accumulation des émissions inévitables, telles que les bio-effluents émis par les occupants, une bonne ventilation est nécessaire (EPA californienne, 2009).

La pollution extérieure contribue également pour beaucoup à la pollution intérieure. C'est pourquoi un air extérieur propre et, si nécessaire, une protection contre la pollution extérieure, sont tout aussi importants pour atteindre une qualité de l'air intérieur saine (http://www.lne.be/themas/milieu-en-gezondheid/onderzoek/BiBa). L'air extérieur utilisé pour la ventilation peut être source de pollution et véhiculer des particules fines et divers gaz comme l'ozone (O_3), NO_2 et des COV. Sans parler des équipements CVC (chauffage, ventilation et climatisation) et conduites de ventilation, qui peuvent eux aussi émettre des COV (Bluyssen, 2007). Ainsi, des recherches ont mis en évidence qu'un mauvais état et un entretien inadéquat des systèmes CVC constituaient un facteur de risque (Mendel *et al.*, 2006).

Dans le cadre du projet européen HealthVent, des règles ont été récemment (2013) développées afin d'établir les critères d'une ventilation saine pour les bâtiments résidentiels et publics (http://www.healthvent.byg.dtu.dk/). Le débit de ventilation saine approprié pour un bâtiment part de l'hypothèse que la qualité de l'air extérieur est conforme aux recommandations de l'OMS en la matière, et s'exprime sous la forme d'un débit de ventilation minimum de référence (= 4 l/s par personne) et d'un facteur de multiplication adapté. Ce facteur ne peut être inférieur à un (1) et s'élève à un (1) lorsque des mesures de contrôle des sources intérieures sont prises au moment de la sélection des matériaux de construction et du mobilier utilisés. En l'absence de mesures de contrôle, le facteur est égal à deux (2).

Cette approche repose en premier lieu sur la réalisation de mesures de contrôle des sources, puis sur l'établissement d'un débit de ventilation minimum requis, lequel est basé sur l'efficacité des initiatives initiales de réduction des sources entreprises (http://www.healthvent.byg.dtu.dk/).

1.4.4 Discussion et conclusions sur les sources intérieures

Pour être en mesure d'évaluer les émissions rejetées par les matériaux et produits utilisés dans les milieux intérieurs, ainsi que les expositions associées et leurs effets aigus et chroniques sur la santé, ces informations doivent être disponibles. Or, comme le montre la disponibilité limitée de données récentes sur les émissions, ces informations manquent cruellement, et de manière encore plus flagrante dans le contexte belge.

Contrairement aux États-Unis, les systèmes européens de classification et de certification ne font pas état de données d'émissions détaillées concernant les nouveaux matériaux et produits. Il a en outre été démontré que, malgré un nombre accru de produits testés, le nombre de substances chimiques détectées ne cesse d'augmenter, et que les listes prioritaires (COV) ne couvrent pas toujours l'ensemble de ces substances, en particulier dans le cadre des tests de ces dernières années.

Les bases de données européennes récentes actuellement en place, comme la base BUMA (et BUMAC) sont prometteuses, mais ne peuvent pas être considérées pour l'heure comme exhaustives ou représentatives de l'éventail entier des produits utilisés en intérieur. Autre limitation : ces bases ne sont actualisées que pendant la durée des projets.

Il s'avère dès lors indispensable **de développer une base de données belge recensant les émissions des matériaux/produits utilisés en intérieur**. Cette base devra être mise à jour régulièrement afin de pouvoir évaluer les « nouveaux » composés et adapter les politiques en conséquence. Par ailleurs, une consignation plus complète des résultats des mesures d'émissions permettra, à la fois aux chercheurs et aux fabricants, d'instaurer un processus continu d'amélioration des produits qui ne se limiterait pas aux critères d'un programme de certification, label ou conformité particulier, mais serait axé sur l'assainissement de l'air intérieur en général.

Pour garantir la mise en œuvre efficace d'une politique d'amélioration de la QAI, des efforts d'**harmonisation** doivent être faits au niveau européen, parallèlement à un **recensement et un recoupement minutieux des législations et politiques déjà en vigueur** ciblant directement ou indirectement les substances chimiques. Les problèmes techniques liés aux méthodes de test, qu'il s'agisse des tests mesurant la qualité de l'air ambiant ou les émissions rejetées par les matériaux, sont traités respectivement dans les projets INDOOR-MONIT (INDOOR-MONIT et Pilot Indoor Air Monitoring, DG Sanco – JRC, 2009-2012) et CEN/TC 351, qui s'intéressent aux matériaux de construction. La même impulsion doit être donnée pour d'autres sources (produits de consommation pour lesquels la connaissance actuelle est cantonnée à un aspect prénormatif, par exemple (https://esites.vito.be/sites/ephect/Pages/home.aspx)), ainsi que pour les produits chimiques non repris dans la liste des composés haute priorité du projet INDEX. Par ailleurs, davantage de recherches sont requises pour pouvoir mesurer et surveiller de manière adéquate les nouveaux polluants émergents. Nous manquons également de connaissances sur les différences entre la manière dont un matériau/produit est actuellement **évalué dans le cadre de son étiquetage/certification, et son comportement réel dans un environnement intérieur** où des émissions secondaires viennent s'ajouter aux émissions primaires. Ce domaine appelle à plus de recherches (DO-IT Houtbouw, 2012-2016 ; Järnström *et al.*, 2008)**.**

Outre une uniformisation d'ordre technique, **une harmonisation s'impose dans les concentrations recherchées pour les polluants intérieurs préoccupants** (rapport INDEX, 2005).
Le rapport ECA n° 27 (EUR 25276 EN, 2012) présente différentes pistes en matière de critères harmonisés, mais ce cadre doit être étendu pour inclure les protocoles d'évaluation d'autres pays et élargi à des sources autres que les seuls matériaux de construction. L'harmonisation des valeurs CLI requise pour évaluer l'impact sur la santé des émissions rejetées par les produits intérieurs est, quant à elle, actuellement en cours (Kephalopoulos et Kotzias, 2011).

Pour atteindre une bonne QAI dans les bâtiments, il s'avère nécessaire, non seulement de faire la part belle à des produits à faibles émissions, mais également de concevoir, utiliser et entretenir avec soin les systèmes de ventilation, et d'encourager les occupants à adopter un comportement responsable (via des campagnes de sensibilisation et d'information) (Bluyssen *et al.*, 2010). Et tel que mentionné dans le projet EnVIE, la question de la QAI doit faire l'objet d'une intégration plus poussée dans les procédures en matière d'efficacité énergétique de la Directive européenne sur la performance énergétique des bâtiments (DPEB) (projet Co-ordination action on Indoor Air Quality and Health Effects de l'étude EnVIE, livrable 0.1.4, 2009).

Le même manquement est observé dans la plupart des systèmes d'évaluation des bâtiments écologiques (BREEAM, Valideo, LEED, etc.), qui gagnent en influence mais dans lesquels la QAI n'a que relativement peu de poids (Yu et Kim, 2011 ; *Referentiekader voor duurzame woningen*, WTCB, 2010).

1.5 Conclusions et recommandations sur les polluants intérieurs chimiques prioritaires en Belgique

Depuis 2005, une large gamme de produits chimiques a été examinée sur au moins 788 sites intérieurs en Belgique, essentiellement des résidences, écoles et garderies où aucune plainte relative à la santé n'avait été enregistrée. Grâce à ce travail, nous disposons d'un grand nombre d'informations sur la présence en intérieur de produits chimiques, caractérisés par des méthodes d'analyse et d'échantillonnage bien établies et par des impacts toxicologiques connus (tels que les BTEX, formaldéhyde, acétaldéhyde, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, pinène, limonène et aussi les PM, CO, CO_2 et radon). En revanche, des méthodes d'analyse et d'échantillonnage moins bien établies ne nous permettent pas d'en savoir autant sur la présence intérieure d'agents chimiques. Une évaluation traditionnelle de l'impact sur la santé du NO_2, des PM, des COV, des COVT et du formaldéhyde dans cette analyse indique que 95 % des sites en intérieur étudiés en Belgique peuvent être classés dans la catégorie « danger limité pour la santé causé par la QAI », mais aussi que 5 % des sites étudiés présentent des risques élevés. D'après les données belges disponibles, le dépassement des valeurs de référence sanitaires et les niveaux de concentration élevés en COVT apparaissent le plus souvent dans des bâtiments où des plaintes relatives à la santé ont été enregistrées. Le benzène et le benzo(a)pyrène sont identifiés comme ayant potentiellement le plus d'impact sur l'incidence du cancer sur les sites en intérieur étudiés. Il convient de noter que cette conclusion se base sur une évaluation classique substance par substance de quelques composés et sur une sélection de valeurs de référence sanitaires disponibles. Un contrôle des sources dédié est nécessaire pour réduire les risques pour la santé d'une exposition intérieure. Cependant, la disponibilité limitée des données d'émission empêche d'évaluer l'impact des émissions matérielles sur la QAI et les risques associés pour la santé.

L'analyse globale des connaissances actuelles sur la QAI en Belgique a conduit à l'identification de lacunes et de la nécessité d'approfondir les recherches. Ces besoins se retrouvent dans le domaine de la caractérisation et de l'évaluation de la QAI, de l'exposition et de l'évaluation de l'impact sur la santé, ainsi qu'au niveau des émissions de produits et de l'identification des sources. Un besoin d'harmonisation se fait également sentir au niveau national.

1. **Niveaux de base**. Davantage de données sur les niveaux de base des polluants intérieurs devenus récemment prioritaires (par ex., à partir des données d'émission du produit), ou des polluants dont l'impact sur la santé et les voies d'exposition sont actuellement étudiés, conduiront à une évaluation plus précise des risques pour la santé et à la définition d'actions de prévention adaptées. Une façon d'obtenir des ensembles de données représentatifs est de mettre sur pied un réseau de surveillance permanente sur la QAI sur la base d'une coopération volontaire des propriétaires d'immeubles et/ou des propriétaires des logements sélectionnés.

2. **Base de données de référence sur la QAI et les sources intérieures**. La mise sur pied d'une base de données de référence à grande échelle sur la QAI en Belgique, représentative des milieux et des sources intérieures en Belgique, et adaptée à l'exploration des données. Cette base de données devrait donc comprendre divers milieux intérieurs ; des (futurs) composés prioritaires ainsi que des données d'émission de tout type de produit utilisé dans un environnement intérieur. Cette action pourrait être lancée par la mise en place d'une commission belge permanente sur la QAI (sous contrôle des autorités publiques).

3. **Liste actualisée des composés prioritaires**. Une mise au point régulière des listes des composés prioritaires des nouveaux produits chimiques, identifiés lors des mesures d'émission. Par exemple, la liste prioritaire en Belgique ne comprend pas certains composés tels que les phtalates (COSV, soupçonnés d'être des perturbateurs endocriniens) (Carlstedt et al., 2013), et pour certaines substances déjà reprises dans la liste (par ex., les retardateurs de flamme et l'ammoniac), une méthode d'essai doit encore être mise au point ou optimisée.

4. **Stratégies d'échantillonnage harmonisées pour la répartition des sources**. L'harmonisation des stratégies pour les outils de répartition des sources, dans le cadre des évaluations QAI dans les milieux intérieurs ayant fait l'objet de plaintes relatives à la santé (répartition des sources) ou non, permettra une anticipation plus ciblée des sources et des plaintes relatives à la santé.

5. **Outils et méthodes d'analyse harmonisés**. Les données sur la QAI sont comparables lorsqu'elles se basent sur des stratégies et des méthodes d'analyse et d'échantillonnage harmonisées. Cette harmonisation améliorera la validité et l'utilisation d'une base de données de référence sur la QAI et les sources intérieures. Ce besoin s'applique aux (1) composés prioritaires du tableau 1, en mettant l'accent sur les nouveaux polluants, (2) nouveaux composés au-delà des directives INDEX, OMS et QAI en Flandres (par ex., les opinions du SCHER sur la QAI, ou ceux listés dans les directives QAI des autres pays), composés prioritaires dans d'autres pays (par ex, l'OQAI en France (*Observatoire de La Qualité de L'Air Intérieur*), le GerES en Allemagne (Enquête environnementale allemande), etc.) et aux substances identifiées comme « préoccupantes » (telles que l'acroléine), et aux (3) composés prioritaires sur la base de données d'émission du matériau, substituts aux substances interdites, produits de réactions secondaires.

6. **Valeurs de référence et concentrations recherchées harmonisées.** Une harmonisation s'impose dans l'évaluation des concentrations recherchées pour les polluants intérieurs préoccupants. De plus, il faut envisager une gamme plus large de produits chimiques émis par les produits, au-delà des matériaux de construction et du champ de compétences de l'OMS. Par ailleurs, une liste complète et harmonisée des VR sanitaires, notamment les nouveaux polluants, permettra une évaluation plus précise de l'impact de la QAI. Actuellement, ce travail consiste en un « patchwork » de VR avec divers facteurs d'évaluation.

7. **Nouvelles techniques d'analyse et méthodes d'échantillonnage**. La mise au point et l'optimisation de nouveaux dispositifs d'échantillonnage, méthodes et techniques d'analyse adaptés (et dédiés) au prélèvement en intérieur de nouveaux polluants.

8. **Suivi à long terme de la QAI**. L'établissement d'un système de suivi à long terme de la QAI dans un parc de logements représentatif (cf. UK Homes en Angleterre – les tendances des dix dernières années) permettra de découvrir l'impact des tendances de construction et du comportement des occupants sur la QAI et de rassembler les outils appropriés en matière de gestion des données. Une attention toute particulière doit être accordée à la QAI dans les logements écologiques, les bâtiments rénovés, les nouveaux produits de construction (durables), l'isolation et la ventilation mécanique et l'impact du comportement humain sur la QAI. Sont également nécessaires des études de suivi à long terme se concentrant sur les environnements où résident les populations vulnérables et sur les micro-environnements avec des niveaux attendus élevés de concentration de nouveaux polluants.

9. **Expositions cumulées et évaluation des risques pour la santé**. Un mélange complexe de substances se trouve dans l'air intérieur en raison d'énormes différences quantitatives et qualitatives entre les émissions provenant de sources de pollution intérieure et leurs effets potentiels sur la santé. Une analyse plus approfondie des effets qui résultent d'expositions combinées à diverses substances dans l'air intérieur (par exemple, un groupement de substances provoquant des effets semblables/identiques) est nécessaire, afin d'avoir une réponse plus précise dans le suivi du dépistage. D'autres recherches s'imposent pour élargir les connaissances pour le moment limitées des effets sur la santé et le confort d'une exposition aux mélanges complexes retrouvés dans les environnements intérieurs.

10. **Certification et émissions secondaires**. Davantage de connaissances sont nécessaires sur la manière dont un matériau/produit est évalué actuellement dans le cadre de l'étiquetage/la certification par rapport à son utilisation en intérieur et au comportement des occupants dans un environnement intérieur réel. Les utilisations combinées de produits et les réactions chimiques en font également partie. Dans un deuxième temps, il faudrait également tenir compte de l'apparition d'émissions secondaires en plus des émissions primaires.

11. **Coûts estimés de la QAI :** Une étude exploratoire des coûts socio-économiques de la qualité de l'air intérieur est nécessaire, notamment un calcul plus précis des AVCI.

12. **Une bonne QAI dans les bâtiments.** Pour parvenir à une bonne QAI dans les bâtiments, l'utilisation des produits à faibles émissions devrait être renforcée, mais une conception, un fonctionnement et un entretien adéquats des systèmes de ventilation (Bluyssen et al., 2010) sont indispensables. La QAI doit être intégrée aux procédures d'efficacité énergétique de la directive européenne sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) ; il est, de plus, nécessaire d'avoir une intégration plus poussée de la QAI dans les systèmes d'évaluation des bâtiments écologiques (BREEAM, LEED, etc.).

REMERCIEMENTS

Le Conseil tient à remercier les institutions suivantes pour avoir fourni les données traitées dans cette analyse :

- Le Département Environnement, Nature et Énergie du Gouvernement flamand
- Le Département Santé du Gouvernement flamand
- L'Agence de l'Énergie du Gouvernement flamand
- Les Services SAMI de la Région wallonne
- Le Service CRIPI de la Région bruxelloise

2. Polluants intérieurs microbiologiques en Belgique

2.1 Vue d'ensemble des polluants intérieurs microbiens

2.1.1 Introduction

Les contaminants intérieurs biologiques courants incluent les bactéries, les virus, les moisissures, les champignons, les acariens et les allergènes des animaux. On observe généralement ces contaminants dans les zones humides. Les eaux stagnantes, les matériaux ayant subi un dégât des eaux ou les surfaces mouillées sont autant de terrains propices à la prolifération des moisissures, des bactéries et des insectes. Ces polluants biologiques peuvent trouver leur source aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur. S'ils sont contaminés, les systèmes centralisés de traitement de l'air peuvent se révéler encore plus problématiques en raison du risque de transmission des polluants dans tout le bâtiment. Il est possible de minimiser la prolifération de certains de ces contaminants en régulant le niveau d'humidité relative.

À cela s'ajoutent des problèmes socio-économiques, le réchauffement climatique mondial et un profond changement des mentalités ; des facteurs susceptibles de modifier sensiblement les environnements intérieurs futurs et de créer de nouveaux effets indésirables sur la santé humaine.

2.1.2 Principaux polluants microbiens

2.1.2.1 Sources naturelles

L'origine de la plupart des polluants intérieurs microbiens est naturelle. Les poussières en suspension dans l'air externe s'invitent régulièrement dans nos intérieurs (Horner *et al.,* 2004), s'accumulant dans nos maisons jusqu'à former un réservoir d'une grande biodiversité.

La présence d'animaux, de plantes et d'êtres humains à l'intérieur du bâtiment est une autre source importante d'allergènes. Les glandes sébacées, la salive et l'urine des animaux contiennent des protéines spécifiques allergéniques pour l'homme. Ces protéines se déposent sur les squames des animaux, où elles sèchent avant de se retrouver dans l'air. Les allergènes du chat et du chien sont transportés par de minuscules particules, qui peuvent rester en suspension dans l'air pendant de longues périodes. En raison de la capacité d'adhérence du pelage des chats et des chiens, ces allergènes peuvent également voyager facilement de pièce en pièce, et d'un bâtiment à un autre. Les vêtements représentent ainsi une source importante de propagation de ces allergènes dans les intérieurs. Cela explique pourquoi les allergènes du chat et du chien se retrouvent même dans les dépôts de poussière d'habitats ne possédant pas d'animaux de compagnie, à des concentrations toutefois nettement moindres que dans les logements abritant ces animaux (Wood *et al.*, 1992 ; Custovic *et al.*, 1998 ; Macher *et al.*, 2005).

✐ *La présence d'animaux, de plantes et d'êtres humains à l'intérieur du bâtiment est une source importante d'allergènes.*

Les bactéries sont naturellement présentes dans l'environnement intérieur. La plupart provient des êtres humains et des animaux, mais aussi de l'extérieur (air, sol, végétation). Dans les milieux intérieurs, les bactéries naturelles qui prédominent sont dites à Gram positif et font partie des espèces *Micrococcaceae* et notamment *Staphylococcus* (Gorny *et al.*, 1999, 2002 ; Bouillard *et al.*, 2005 ; Stryjakowska-Sekulska *et al.*, 2007 ; Golofit-Szymczak & Gorny, 2010).

Une étude menée en Pologne a établi le niveau type de bactéries dans l'air intérieur, déterminé à l'aide d'un impacteur Andersen à six étages, à environ 10^3 UFC (Unité Formant Colonie)/m^3 dans les habitats, et 10^2 UFC/m^3 dans les bureaux. La bactérie *Staphylococcus epidermidis* s'est classée en deuxième position des espèces les plus fréquentes (après la bactérie *Micrococcus spp.*), avec une présence détectée dans 76 % des logements.

Dans une étude portant sur 100 grands bâtiments américains occupés par des bureaux (Tsai *et al.*, 2002) les chercheurs ont constaté que les cocci à Gram positif étaient le seul groupe présentant une prolifération nettement supérieure en intérieur (39 vs 24 UFC/m^3 ; calcul réalisé à l'aide d'un impacteur mono-étage à trous multiples Agar), en particulier durant la saison d'été (116 vs 87 UFC/m^3). Il ressort également des conclusions des chercheurs Rintala *et al.* (2008) que la flore bactérienne présente dans la poussière est complexe et dominée par les espèces à Gram positif. Mais dans les bâtiments publics, certaines bactéries à Gram négatif peuvent aussi apparaître sur les surfaces. Dans les boutiques, garderies et environnements de bureau, des coliformes totaux et fécaux ont ainsi été détectés sur 20 % et 7 % des surfaces, respectivement (Reynold *et al.*, 2007).

✐ *La flore bactérienne présente dans la poussière est complexe et dominée par les espèces à Gram positif. Mais dans les bâtiments publics, certaines bactéries à Gram négatif peuvent aussi apparaître sur les surfaces.*

L'air extérieur est également une source très importante de spores fongiques naturelles en suspension, d'aspect souvent saisonnier et pouvant présenter des concentrations élevées. D'après le calendrier fongique de l'air extérieur à Bruxelles (AirAllergy, 2014), ce constat couvre essentiellement trois moisissures allergéniques : *Alternaria alternata* (juin-septembre), *Cladosporium spp.*, principalement *C. herbarum*, et *C. cladosporioides* (mai-octobre). Ces moisissures vivent en général sur les plantes, ce qui explique leur recrudescence pendant la saison végétative. Une présence significative de *Mycelia sterilia* (détection par culture sur milieu gélosé) a également été identifiée durant cette période.

Les moisissures provenant de l'air extérieur peuvent s'introduire à l'intérieur des bâtiments et former des dépôts de poussière. Une analyse de résidus de poussière menée afin d'évaluer les particules fongiques cultivables (Horner, *et al.*, 2004) montre que les champignons à surface foliaire représentent une portion considérable (> 20 %) des colonies totales dans au moins 85 % des échantillons. Si les deux espèces de *Cladosporium* proviennent majoritairement de l'extérieur, l'analyse de la flore fongique dans des résidus de poussière intérieurs par séquençage de l'ADN ribosomique (Pitkäranta *et al.*, 2008) révèle une présence dominante des genres *C. cladosporioides* et *C. herbarum*. Dans les foyers américains, les antigènes *Alternaria alternata* ont également été fréquemment décelés, avec des niveaux détectables d'antigènes *A. alternata* dans 95 % à 99 % des échantillons de poussière collectés (Salo *et al.*, 2006).

D'autres spores fongiques aéroportées, par ailleurs présentes dans les milieux extérieurs, ont été identifiées dans des dépôts de poussière intérieurs, dont les basidiospores, essentiellement produites en automne, mais mises en évidence tout au long de l'année dans les dépôts de poussière intérieurs (Pitkäranta *et al.*, 2008). En cas de symptômes cliniques saisonniers, le calendrier des principales spores fongiques aéroportées extérieures peut aider le médecin à relier le problème de santé à l'environnement naturel. En revanche, une exposition à des moisissures saisonnières accumulées dans des dépôts de poussière intérieurs peut provoquer des symptômes susceptibles de persister tout au long de l'année.

Les dépôts de poussière contiennent ainsi de nombreux polluants microbiens, dans des quantités variables (Macher *et al.*, 2005). Si l'on tient compte de la remise en suspension des poussières (Gomez *et al.*, 2007 ; Rajah *et al.*, 2010), le phénomène d'accumulation des poussières peut être une source significative d'effets nocifs tout au long de l'année.

✐ *L'air extérieur est également une source importante de spores fongiques naturelles en suspension qui peuvent s'introduire dans les bâtiments et former des dépôts de poussière.*

Les dépôts de poussière contiennent de nombreuses substances, dans des quantités variables. Si l'on tient compte de la remise en suspension des poussières, le phénomène d'accumulation des poussières peut être une source significative d'effets nocifs tout au long de l'année.

2.1.2.2 Sources extérieures anthropogéniques

Outre les moisissures et bactéries naturelles en suspension dans l'air extérieur, des contaminations spécifiques peuvent naître de l'activité humaine. Ces contaminants peuvent s'introduire dans les bâtiments alentours et former des dépôts de poussière. Dans les villes, la démolition d'un vieil immeuble constitue une source provisoire mais souvent significative de résidus de poussière contenant une variété de moisissures, essentiellement du genre *Penicillium* et *Aspergillus*. Les décharges, centres de tri publics ou centres de compostage industriel émettent aussi des quantités de bactéries et de moisissures, de façon permanente.

Aux environs des centres de compostage, par exemple, une étude a mis en évidence la prolifération de la moisissure thermophile *Aspergillus fumigatus*, ainsi que de certaines bactéries thermophiles, telles que les espèces *Bacillus stearothermophilus*, *Thermus thermophilus* ou *Thermoactinomyces vulgaris* (Strom, 1985 ; Beffa *et al.*, 1996). Dans une autre étude (Albrecht *et al.,* 2008), les auteurs ont mesuré, sous une météo venteuse, des concentrations microbiennes anormales à une distance comprise entre 800 et 1 400 mètres. Malgré la distance, ils ont relevé la présence de moisissures thermotolérantes et *Thermoactinomyces* à des taux un à deux fois supérieurs aux niveaux microbiens en milieu naturel. Ils ont également identifié certains composants organiques volatils microbiens (COVM). D'autres chercheurs (Heer *et al.*, 2003) ont mesuré les concentrations de bactéries, de moisissures et de *Thermoactinomyces* dans l'air avoisinant un centre de compostage. Ils ont constaté que, jusqu'à une distance de 1 400 mètres, la concentration microbienne, en particulier celle des bactéries thermophiles, était plus élevée que les niveaux en milieu naturel. Concernant la santé, la prévalence la plus élevée des plaintes se rapportait aux populations vivant dans le périmètre immédiat du centre de compostage (150 à 200 m). La durée de la période de résidence à proximité du site semblait également être un facteur significatif.

✐ *Outre les moisissures et bactéries naturelles en suspension dans l'air extérieur, des contaminations spécifiques autour des habitations peuvent naître de l'activité humaine. Ces contaminants peuvent s'introduire dans les bâtiments alentours et former des dépôts de poussière.*

2.1.2.3 Développements de microorganismes dus aux sources d'humidité dans les bâtiments

Dans nos régions, l'excès d'humidité est fréquent et responsable du développement de microorganismes spécifiques. L'humidité des bâtiments peut avoir différentes origines. Elle peut être due à une source externe au bâtiment, comme une fuite favorisant la pénétration d'eau de pluie ou une nappe phréatique qui s'infiltre.

Elle peut également provenir de l'intérieur, par une fuite dans une canalisation d'eau, par exemple, ou par diverses activités humaines (respiration, cuisine, nettoyage, transpiration, etc.), conjointement avec une ventilation insuffisante du bâtiment. L'humidité constitue un facteur majeur du développement microbiologique, qui se caractérise par un phénomène d'amplification de microorganismes spécifiques.

Tableau 11. Exemples de sources d'humidité d'origine humaine à l'intérieur des bâtiments

Sources d'humidité d'origine humaine	***Production d'humidité***
Personnes au repos	*40 g/heure*
Personnes pratiquant une activité modérée	*60 g/heure*
Cuisine	*2 kg/jour*
Lavage/Séchage	*1,5 kg/jour*

La formation de moisissures visibles dues à des dégâts des eaux est souvent considérée comme la principale contamination microbiologique de l'habitat. Mais il ne s'agit pas de la seule cause puisque ces surfaces contaminées peuvent abriter une biodiversité insoupçonnée (Park & Cox-Ganser, 2011). D'autres microorganismes, plus discrets de par leur taille, peuvent cohabiter avec ces moisissures. C'est le cas des acariens mycophages et de nombreuses bactéries (Mehrer *et al.*, 2005 ; Anderson *et al.*, 2003).

Plus d'une centaine d'espèces de moisissures ont ainsi été détectées sur les matériaux de construction ayant subi un dommage causé par de l'eau. Les espèces les plus fréquemment identifiées dans les habitats incluent les champignons *Cladosporium sphaerospermum, Aspergillus versicolor,* plusieurs espèces de *Penicillium*, suivis par les moisissures *Alternaria, Chaetomium* et *Stachybotrys chartarum* (Beguin & Nolard, 1994 ; Reboux *et al.*, 2009).

Dans les résidences présentant des problèmes d'humidité, les moisissures peuvent également s'accompagner de certaines bactéries, principalement *Streptomyces spp.* Ces bactéries produisent plusieurs métabolites toxiques, comme la monoactine, la nonactine, la staurosporine et la valinomycine, exclusivement détectées dans des matériaux de construction humides (Täubel *et al.*, 2011).

Il convient de noter qu'un développement fongique, à l'instar de tous les microorganismes connexes, tels que les bactéries et les acariens, n'est pas toujours visible. Les moisissures peuvent se développer dans des endroits humides cachés, par exemple, sous les sols ou planchers, à l'intérieur de cloisons creuses, etc. Les matelas, fauteuils recouverts de tissu, tapis, vêtements et chaussures constituent également un terrain propice à la prolifération de moisissures et d'acariens (*Dermatophagoïdes*).

Les cafards requièrent par ailleurs une attention particulière. Les concentrations en allergènes du cafard sont généralement les plus prédominantes dans les cuisines et les salles de bain, l'humidité semblant être un facteur important de l'infestation de cafards (Eggleston et Arruda, 2001).

✐ *L'humidité des bâtiments peut avoir différentes origines. Dans nos régions, la formation de moisissures visibles dues à un excès d'humidité est fréquente et souvent considérée comme la principale contamination microbiologique de l'habitat. Mais d'autres microorganismes, plus discrets de par leur taille, peuvent cohabiter avec ces moisissures. C'est le cas des acariens mycophages et de nombreuses bactéries. L'humidité semble également être un facteur important de l'infestation de cafards et d'acariens.*

2.1.2.4 Systèmes de climatisation et de ventilation

La généralisation des systèmes de chauffage, ventilation et climatisation (CVC) s'est accompagnée de différentes pathologies et plaintes relatives à la santé, certaines d'entre elles étant corrélées avec des contaminants spécifiques présents dans les installations.

La filtration de l'approvisionnement en air peut ainsi engendrer la formation de dépôts de poussière dans les canalisations et compromettre la qualité de l'air intérieur. Dans les immeubles de bureaux équipés de systèmes CVC, la principale source de développement de microorganismes a toutefois été identifiée au niveau de l'eau contenue dans les réservoirs des humidificateurs et des surfaces des humidificateurs à froid.
Les moisissures les plus fréquemment isolées dans les humidificateurs incluent les espèces *Exophiala jeanselmei, Acremonium strictum, Phoma spp., Phialophora spp.* (Heinemann *et al.*, 1994). Parallèlement, des concentrations bactériennes très élevées peuvent parfois apparaître.

Si les systèmes de climatisation sont régulièrement entretenus, aucune contamination microbiologique due aux systèmes CVC n'est habituellement à déplorer. Mais l'absence de recommandations (procédures normalisées) et le nombre limité d'études disponibles (Chasseur *et al.*, 2003 ; Chasseur *et al.*, 2000 ; Malchaire *et al.*, 1999) sur les protocoles de nettoyage pour un confinement microbiologique efficace ne permettent pas de remédier à la situation.

Il existe par ailleurs d'autres systèmes mécanisés de traitement de l'air ou de chauffage (ou climatisation), qui sont davantage utilisés dans les habitats collectifs et individuels. Les échangeurs de chaleur sol-air (également appelés *puits canadiens*), par exemple, peuvent contribuer significativement à la formation de microorganismes en raison du risque élevé de condensation à l'intérieur du puits d'air.

✐ *Dans l'environnement intérieur, diverses sources de contaminations microbiennes doivent être prises en compte. Les contaminants extérieurs, naturels et anthropogéniques, qui peuvent s'introduire à l'intérieur et former des dépôts de poussière, s'accompagnent parfois de microorganismes spécifiques provenant de sources intérieures. Ces développements sont toujours dus à la présence d'eau, fréquente dans nos régions, qui endommage les bâtiments. Mais ces sources d'humidité sont multiples et variées, et peuvent se déclarer notamment lors du processus d'humidification dans les systèmes CVC ou en raison de la condensation qui se forme dans les échangeurs de chaleur sol-air (également appelés « puits canadiens »).*

2.1.2.5 Changements sociétaux

Évoluant au gré des nouvelles normes réglementaires qui encouragent les constructions écologiques, notre environnement intérieur a considérablement changé au cours des dernières années, avec parfois des effets indésirables sur la santé humaine. Et vraisemblablement, cette mutation devrait s'accélérer dans les prochaines décennies, en raison de divers facteurs. Ces facteurs incluent notamment des problèmes socio-économiques, qui obligent de plus en plus de gens à vivre dans des espaces toujours plus réduits et mal adaptés, ou encore les inondations, dont l'ampleur et la fréquence risquent de s'accentuer à l'avenir du fait du changement climatique.
D'autres changements comportementaux peuvent affecter l'air que nous respirons, comme notre besoin d'être entourés d'animaux de compagnie, de plantes ou d'innombrables gadgets technologiques supposés améliorer notre environnement et notre santé.

Répondant à la prise de conscience grandissante du rôle de notre environnement sur notre santé, de nouveaux produits ou concepts fleurissent sur le marché, profitant d'un vide juridique leur imposant de justifier leur utilité ou leur efficacité, et particulièrement leur absence de danger pour la santé. Parmi ces exemples douteux se trouvent les acaricides ou autres concepts sophistiqués censés éradiquer les acariens des matelas ou tapis. Sans parler des diverses variantes inutiles de biocides, destinées à éliminer les moisissures, voire pulvériser de « bonnes » bactéries, les fameux probiotiques, soi-disant pour purifier l'environnement, et dont l'innocuité n'est que rarement étayée par les recherches scientifiques.

✐ *Avec la prise de conscience croissante du rôle de l'environnement sur la santé, de nouveaux produits ou concepts font leur apparition sur le marché, profitant d'un vide juridique à l'égard des justifications à apporter sur l'utilité et l'efficacité du produit et surtout l'absence de risques pour la santé.*

2.1.3 Méthodes d'échantillonnage

Les procédures d'échantillonnage ont considérablement évolué ces dernières années grâce aux nouvelles techniques microbiologiques. Plus besoin d'analyser et mesurer les microorganismes au microscope ou après culture. Aujourd'hui, il existe différentes techniques d'identification et de quantification biochimiques, immunologiques et moléculaires, même si elles restent académiques.

Mais cet élargissement technique ne favorise pas la formation d'un consensus autour des analyses et procédures d'échantillonnage, compliquant au contraire l'établissement de normes et recommandations.

Actuellement, les méthodes de mise en culture restent les techniques les plus étudiées et développées pour les expérimentations sur site. Et du fait qu'elles se limitent aux germes viables, il n'existe pas de consensus sur les protocoles harmonisés. Lors de ces analyses, le choix du milieu gélosé, de la température et de la durée d'incubation est critique. Pour les pathologies de nature allergique, irritante ou toxique, les microorganismes non viables doivent également être pris en compte. La part de leurs fragments est difficile à estimer mais pourrait atteindre 90 % (Alvarez *et al.*, 1995).

Il y a aussi une grande variété de stratégies d'échantillonnage. L'air est la matrice la plus fréquemment caractérisée, mais sa composition est souvent instable. Cette instabilité se traduit par la nécessité d'allonger les durées d'échantillonnage et de répéter la collecte des échantillons, ce qui est difficile à réaliser avec les milieux gélosés. En outre, le marché propose de nombreux modèles d'échantillonneurs d'air, présentant des caractéristiques, des performances et des instructions d'utilisation (durée d'échantillonnage, type de milieu gélosé à utiliser, températures d'incubation) qui divergent. Ces différences empêchent l'évaluation comparative des résultats disponibles dans la littérature et ne facilitent pas l'établissement d'un consensus sur les techniques de prélèvement d'air liées aux polluants microbiologiques. Les échantillons d'air peuvent fournir néanmoins des informations utiles, mais, en raison de l'instabilité de l'air, doivent être consolidés par l'analyse d'autres matrices, telles que les dépôts de poussière sur le mobilier et les autres surfaces planes, ou la poussière accumulée dans les tapis, fauteuils et matelas.

✐ *Actuellement, il n'existe pas de consensus sur la grande variété de stratégies d'échantillonnage. En outre, au cours d'un contrôle microbiologique, les échantillons d'air peuvent fournir des informations utiles, mais ne suffisent pas en soi en raison de l'instabilité de l'air. Les données des échantillons d'air doivent être consolidées par l'analyse d'autres matrices, telles que les dépôts de poussière sur le mobilier et les autres surfaces planes, ou la poussière accumulée dans les tapis, fauteuils et matelas.*

2.1.4 Analyses de laboratoire

À l'instar des stratégies d'échantillonnage, un consensus harmonisant les protocoles d'analyse de laboratoire reste difficile. Les analyses microbiennes réalisées en laboratoire ne sont pas toujours exécutées avec la même précision. Dans le cas des moisissures, par exemple, l'identification est parfois limitée au genre (*Cladosporium spp., Penicillium spp.*), voire uniquement à certains groupes d'espèces répondant à des critères macroscopiques simples (levures noires). Dans d'autres contextes, l'identification s'effectue jusqu'au niveau de l'espèce. Il est dès lors important d'appliquer une nomenclature uniforme de classification des espèces. Par exemple, *Penicillium chrysogenum* et *Penicillium notatum* ne sont pas deux espèces distinctes, mais des synonymes.

Dans de récentes études, le développement de nouvelles techniques moléculaires, comme le séquençage ITS (Internal Transcribed Spacer – Espaceur transcrit interne) de l'ADN (acide désoxyribonucléique) ribosomique et le recours aux méthodes PCR, ont permis d'affiner les procédures d'identification, passant des méthodes traditionnelles à l'identification d'espèces difficilement cultivables et/ou mortes en cultures. Ces nouveaux outils moléculaires se révèlent prometteurs, en particulier pour les bactéries, mais restent pour l'heure académiques et onéreux pour la détection environnementale des microorganismes.

✐ *La variété des performances des échantillonneurs et des procédures d'échantillonnage pour les moisissures et les bactéries viennent s'ajouter à la diversité des méthodes dans les différents niveaux d'analyse, rendant plus complexe encore l'obtention d'un consensus autour d'une uniformisation.*

2.1.5 Normes, recommandations, interprétation des résultats

2.1.5.1 Absence de normes sanitaires

Actuellement, il n'existe aucune norme sanitaire sur le nombre admissible de microorganismes présents dans l'environnement intérieur. Par ailleurs, on sait peu de choses sur les relations causales exactes entre microorganismes et leurs effets sur la santé humaine. Les microorganismes font partie intégrante de notre environnement et ont toujours été présents, que ce soit dans l'air intérieur et extérieur. Mais lorsque l'exposition à ces microorganismes ou à leurs dérivés est plus élevée que dans un milieu environnant normal, leur présence peut avoir des répercussions néfastes sur la santé.

✐ *Actuellement, il n'est pas possible de définir des normes sanitaires sur le nombre admissible de microorganismes présents dans l'environnement intérieur, mais certaines valeurs seuils ont été calculées et sont utilisées par les différents laboratoires. Ces valeurs sont liées à la méthodologie spécifique appliquée par chaque laboratoire et permettent de détecter des anomalies microbiennes dans l'environnement.*

Par ailleurs, il s'avère que les sites présentant des moisissures visibles s'accompagnent souvent de la présence d'acariens (33,1 %). Pourtant, cet élément microscopique n'est généralement pas pris en compte dans les études épidémiologiques. À Taïwan, une relation dose-dépendante significative a été mise en évidence entre la gravité de la prolifération intérieure de moisissures visibles et le taux sérique d'immunoglobulines E (IgE) totales relevé chez les enfants de résidents (Hsu *et al.*, 2010). Les anticorps IgE spécifiques des allergènes fongiques couramment examinés n'ont pas permis d'expliquer cette corrélation.

En revanche, une corrélation plus probable a été détectée entre la gravité enregistrée de la prolifération intérieure des moisissures et les IgE spécifiques de l'allergène des acariens. D'après cette étude, l'allergène des acariens semble donc jouer un rôle crucial, pouvant accentuer la sensibilité liée à une exposition fongique dans les environnements intérieurs (Chasseur *et al.*, 2014).

En fait, l'exposition aux moisissures peut s'accompagner d'une exposition simultanée à d'autres agents microbiens et chimiques au sein de l'environnement intérieur. Cette réalité explique en partie pourquoi les relations causales spécifiques entre l'exposition aux moisissures et les effets sur la santé ne sont toujours pas comprises et appellent à des études plus poussées (Hossain *et al.*, 2004 ; Park et Cox-Ganser, 2011).

2.1.5.2 Législation fédérale

Bien-être des travailleurs

Concernant les contaminants microbiens intérieurs et la santé, nous pouvons nous appuyer sur la réglementation du travail.

La loi bien-être (loi du 4 août 1996 relative au bien-être des travailleurs) est la loi de base dans le domaine de la sécurité et de la santé au travail en Belgique. Cette loi se fonde sur la Directive 89/391/CEE du Conseil du 2 juin 1989 concernant la mise en œuvre de mesures visant à promouvoir l'amélioration de la sécurité et de la santé des travailleurs au travail.

Les microorganismes pouvant être manipulés et utilisés sont aussi pris en considération. L'Arrêté royal du 4 août 1996 renvoyant aux agents biologiques (Code du bien-être au travail, titre V, chapitre 3) spécifie les réglementations/règles de protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents biologiques au travail. Cet arrêté crée le cadre légal régissant l'exposition aux agents biologiques, lesquels sont divisés en quatre catégories, en fonction de leur danger potentiel. Il décrit également différentes mesures de gestion à prendre en compte par l'employeur, qui reposent sur le respect des principes fondamentaux de prévention des expositions. Les travailleurs exposés à des agents biologiques doivent consulter un médecin, au moins une fois par an (voire plus régulièrement, selon l'avis du médecin du travail/consultant).

Dans l'Arrêté royal du 4 août 1996, toujours en vigueur, les agents biologiques sont divisés en quatre groupes selon leur risque de transmission de maladies infectieuses. Mais les risques pour la santé dérivant de germes environnementaux et non infectieux sont complètement ignorés. Par ailleurs, la définition des agents biologiques du groupe 1, définis comme n'étant pas capables de provoquer des maladies, n'est pas envisageable pour les allergies.

Recommandations spécifiques concernant la bactérie Legionella spp.

En Belgique, plusieurs institutions contribuent au contrôle de l'exposition à la bactérie *Legionella* : le Service public fédéral Emploi, Travail et Concertation sociale, qui s'occupe des questions de santé et de sécurité au travail, le Conseil Supérieur de la Santé pour les affaires publiques, et l'autorité environnementale. La Belgique fait également partie du groupe de travail européen European Study Group for *Legionella* Infections (ESGLI, 2014).

Le Conseil Supérieur de la Santé a produit deux rapports concernant la légionellose et rédigé un rapport consultatif destiné aux établissements de santé afin de prévenir les infections par la bactérie *Legionella* (HGR, 2002).

2.1.5.3 Législation dans les différentes régions : Flandre, Wallonie et Bruxelles-Capitale

Tableau 12. Vue d'ensemble des réglementations régionales sur les microorganismes

	Vue d'ensemble des réglementations régionales sur les microorganismes			
Communauté	Agents biologiques	Législation	Contenu	Remarques
Flandre	*Legionella*	*"Besluit van de Vlaamse Regering van 9 februari 2007 betreffende de preventie van de veteranenziekte op* ***publiek toegankelijke plaatsen****. (B.S. 4 mei 2007)"*	Remplace la réglementation antérieure relative à la bactérie *Legionella* dans les systèmes sanitaires, les tours réfrigérantes et les humidificateurs. Identifie différentes règles destinées aux établissements présentant des risques modérés à élevés pour les patients. Exprime l'importance d'un plan de contrôle, étayé par la réalisation d'analyses des eaux destinées à vérifier la présence de la bactérie *Legionella* : *L. pneumophila* dans des échantillons d'eau sanitaire ; Espèces *Legionella* dans des échantillons issus de tours réfrigérantes.	**+**
	Facteurs biotiques dans l'air intérieur (Acariens Microorganismes Moisissures Cafards Rats/Souris Mites)	***"Vlaams Binnenmilieubesluit*** *Besluit van de Vlaamse Regering houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu (11 juni 2004)"*	Spécifie des valeurs d'orientation pour les facteurs biotiques présents dans l'air intérieur de logements domestiques et bâtiments publics. - **Acariens** ≤ 0,2 mg guanine/g de poussière - **Microorganismes** ≤ 500 UFC/m³ - **Moisissures** ≤ 200 UFC/m³	**+** **-** **-** Aucune méthodologie, référence, ni définition des microorganismes
Wallonie	*Legionella*	*« Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les conditions sectorielles relatives aux bassins de natation couverts et ouverts utilisés à un titre autre que purement privatif dans le cadre du cercle familial, lorsque la surface est inférieure ou égale à 100 m² ou la profondeur inférieure ou égale à 40 cm utilisant un procédé de désinfection autre que le chlore ou en combinaison avec du chlore*	Spécifications ne s'adressant qu'aux piscines publiques : • Deux analyses de l'eau sanitaire par an destinées à vérifier la présence de la bactérie *Legionella pneumophila* (tous les six mois) + pour chaque échantillonnage : Prélèvement de deux échantillons, l'un sans rinçage, l'autre au terme d'un rinçage de deux à trois minutes • Température pour la production d'eau chaude des douches fixée à 65 °C	**+**

		(M.B. 12 juillet 2013) »	Les exigences relatives aux tours réfrigérantes sont définies dans la licence/le permis environnemental.	
	Moisissures/Champignons	*« Code wallon du Logement 30.08.2007 - Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les* ***critères minima de salubrité****, les critères de surpeuplement et portant les définitions visées à l'article 1er, 19à22bis du Code wallon du logement (M.B. du 30.10.2007) »*	En présence de moisissures sur plus d'un mètre carré dans une pièce d'habitation ou dans un local sanitaire, l'investigateur a l'obligation de prélever des échantillons à des fins d'analyses ultérieures (par des laboratoires agréés). La présence de mérule (*Serpula lacrymans*) ou de champignons aux effets analogiques peut fragiliser la structure.	**+/-** Règles simples, mais pouvant sous-estimer la situation **+**
Bruxelles-Capitale	*Legionella*	*"Besluit van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering van 10 oktober 2002 tot vaststelling van de exploitatievoorwaarden voor* ***zwembaden*** *(B.S. 8.11.2002)"* For cooling towers: see environmental permit	Spécifications qui s'adressent aux piscines • Analyses de l'eau des douches à la recherche de *L. pneumophila*. • Au minimum une fois par an. Les exigences relatives aux tours réfrigérantes sont définies dans la licence/le permis environnemental.	**+/-** Spécifications ne s'adressant qu'aux piscines **+**
	Moisissures/Champignons	*« Code Bruxellois du logement (28. 07.2013) "*	L'exigence en termes de salubrité repose sur l'absence de champignons, parasites, insectes volants et rongeurs dangereux ou nocifs pour la santé des occupants.	**+/-** Le terme « absence » n'est pas défini.

Commentaires du Conseil Supérieur de la Santé (CSS)
+ Approche suffisante et fondée sur des études scientifiques
+/- Approche insuffisante pouvant mener à des erreurs d'évaluation
- Règles inadéquates aboutissant à des erreurs d'évaluation

Les différentes recommandations et réglementations manquent de détails ou de références sur les méthodologies d'analyse et d'échantillonnage recommandées, les rendant inutilisables et les transformant parfois en une source de mauvais diagnostic environnemental.

C'est le cas du règlement « *Besluit van de Vlaamse Regering houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu* » (11 juin 2004). L'absence de références ou de détails concernant les techniques d'échantillonnage et d'analyse, ainsi que l'emploi d'une terminologie imprécise, telle que « microorganismes totaux » (bactéries, protozoaires, etc.) ou « moisissures totales » (mésophiles, thermophiles, xérophiles, etc.), rendent cette réglementation inutilisable. Par ailleurs, l'absence de méthodologie précise et le fait d'analyser exclusivement l'air, connu pour être une matrice instable, tendent à sérieusement sous-évaluer la contamination microbiologique.

Une approche simple et arbitraire est souvent préférable, même si elle s'avère insuffisante pour une évaluation exhaustive des biocontaminants. C'est le cas de l'évaluation purement visuelle des moisissures suggérée dans le « *Code wallon du Logement* » (30 août 2007). Cette approche visuelle simple est fondée sur une évaluation arbitraire des surfaces moisies.

Mais une trop grande simplicité peut se traduire par un outil qui se révèle au final difficile à utiliser. Dans le « *Code Bruxellois du Logement* » (28 juillet 2013), l'exigence en termes de salubrité repose sur l'absence de champignons, parasites, insectes volants et rongeurs dangereux ou nocifs pour la santé des occupants. La définition du terme « absence » des environnements intérieurs, s'agissant des champignons, insectes ou bactéries, n'est toutefois pas claire et on peut se demander s'il est même possible pour un habitat d'être totalement exempt de moisissures ou de bactéries.

✐ *Parmi les différentes valeurs seuils relatives aux agents microbiologiques proposées dans les règlements régionaux, des imprécisions persistent dans la terminologie, ainsi que le manque de détails ou l'absence de références sur la méthodologie d'analyse et d'échantillonnage, les rendant inutilisables et les transformant en une source d'erreurs dans l'interprétation des résultats.*

2.1.5.4 Recommandations énoncées par les différentes régions : Flandre, Wallonie et Bruxelles-Capitale

Tableau 13. Vue d'ensemble des recommandations régionales sur les microorganismes

	Vue d'ensemble des recommandations régionales sur les microorganismes			
Communauté		Recommandation	Contenu	Commentaires du CSS
Flandre	Moisissures	*"Brochure Wonen gezondheid, 3e editie, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 2005/2009"*	Interprétation liée à la détection de moisissures dans l'air intérieur : • Très faible < 50 UFC/m³ • Faible < 200 UFC/m³ • Modérée < 1 000 UFC/m³ • Élevée < 10 000 UFC/m³ • Très élevée > 10 000 UFC/m³ (= valeur maximale) Tableau des facteurs biotiques : • Valeur d'orientation pour les moisissures totales : < 200 UFC/m³ • Valeur recommandée pour les moisissures individuelles < 50 UFC/m³ (sauf *Cladosporium*), *Alternaria sp.* < 500 UFC/m³, *Cladosporium sp.* < 500 UFC/m³ • Moisissures toxiques : absence recommandée (*Aspergillus sp., Fusarium sp., Penicillium sp., Stachybotrys sp.*)	**-** Aucune précision ou référence concernant la stratégie d'échantillonnage et le type d'impacteur ; approche purement quantitative. **-** Aucune précision ou référence concernant la stratégie d'échantillonnage et le type d'impacteur. Bonne méthodologie pour l'interprétation des résultats liés aux moisissures, de par l'approche qualitative.
	Bactéries	*« Brochure Wonen gezondheid, 3e editie, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 2005/2009 »*	Interprétation liée à la détection de bactéries dans l'air intérieur : • Très faible < 100 UFC/m³ • Faible < 500 UFC/m³ • Modérée < 2 500 UFC/m³ • Élevée < 10 000 UFC/m³ • Très élevée > 10 000 UFC/m³ (= valeur maximale)	**-** Aucune précision ou référence concernant la stratégie d'échantillonnage et le type d'impacteur.

			Tableau des facteurs biotiques : • Valeur recommandée pour les bactéries : 10 000 UFC/m³ (charge excessive de bactéries à Gram positif) • Toxines bactériennes : valeur maximale < 100 ng/m³ • *Legionella* dans l'air : absence recommandée	**-** Aucune référence ou méthode ; approche arbitraire. - Toxines non spécifiées - Méthode non spécifiée
	Acariens	*"Brochure Wonen gezondheid, 3e editie, Ministerie van de Vlaamse gemeenschap 2005/2009"*	• Acariens : ≤ 0,2 mg guanine/g de poussière • Valeur maximale : ≤ 0,6 mg guanine/g de poussière	**+** **+** Absence de références citées toutefois.
Bruxelles-Capitale	Moisissures	*« Info Fiches Bâtiment Durable Recommandation pratiques CSS11 Limiter les sources de pollution intérieure : Biocontaminants, (07.2010) »*	Interprétation liée à la détection de moisissures dans l'air intérieur (habitats) : • Très faible < 50 UFC/m³ • Faible < 200 UFC/m³ • Moyenne < 1 000 UFC/m³ • Élevée < 10 000 UFC/m³ • Très élevée > 10 000 UFC/m³ (= valeur maximale) Interprétation liée à la détection de moisissures dans l'air intérieur (bureaux) : • Très faible < 25 UFC/m³ • Faible < 100 UFC/m³ • Modérée < 500 UFC/m³ • Élevée < 2 000 UFC/m³ • Très élevée > 2 000 UFC/m³ Classification basée sur les surfaces contaminées • Faibles risques : < 0,3 m² • Risques modérés : 0,3 – 3 m² • Risques élevés : > 3 m²	**-** Aucune précision ou référence concernant la stratégie d'échantillonnage et le type d'impacteur. Approche purement quantitative. Inutilisable. **-** Aucune précision ou référence concernant la stratégie d'échantil-lonnage et le type d'impacteur. Approche purement quantitative. Inutilisable réglementation boudée à la fois par la CRIPI-RCIB et l'institut WIV-ISP) **+/-** Règles simples, mais pouvant sous-estimer la situation. Utilisation d'une échelle arbitraire et non d'une échelle de risque

	Acariens	*« Info Fiches Bâtiment Durable Recommandation pratiques CSS11 Limiter les sources de pollution intérieure : Biocontaminants, (07.2010) »*	Risque d'allergie : 100 acariens/g Risque d'asthme : 500 acariens/g	**+/-** Actuellement, l'évaluation est basée sur les allergènes ou la guanine, et non sur le nombre d'acariens. Réglementation inutilisée par la CRIPI-RCIB, l'institut WIV-ISP et les services SAMI/LPI.
	Legionella pneumophila	*« Info Fiches Bâtiment Durable Recommandation pratiques CSS11 Limiter les sources de pollution intérieure : Biocontaminants, (07.2010) »*	• > 50 UFC/l : surveillance • > 1 000 UFC/l : contamination ; actions requises • > 10 000 UFC/l : contamination importante ; fermeture des installations requise (désinfection et contrôle)	**+**

Commentaires du Conseil Supérieur de la Santé (CSS)
+ Approche suffisante et fondée sur des études scientifiques
+/- Approche insuffisante pouvant mener à des erreurs d'évaluation
- Règles inadéquates aboutissant à des erreurs d'évaluation

✐ *Parmi les différentes valeurs seuils relatives aux agents microbiologiques proposées dans les documents régionaux, des imprécisions persistent dans la terminologie, ainsi que le manque de détails ou l'absence de références sur la méthodologie d'analyse et d'échantillonnage, les rendant souvent inutilisables et les transformant en une source d'erreurs dans l'interprétation des résultats. Ce qui se traduit souvent par des contradictions entre les propositions des recommandations officielles et l'expérience des acteurs de terrain locaux.*

2.1.5.5 Déclaration d'insalubrité : Flandre, Wallonie et Bruxelles-Capitale

Les trois régions ont chacune défini une politique régissant la manière dont il convient de gérer la présence de moisissures/champignons visibles dans les habitats, ainsi que la procédure à suivre pour déclarer un logement inhabitable.

- **Flandre :** la « présence » de moisissures visibles sur les murs et plafonds est traitée dans le document *Wonen Vlaanderen* à suivre pour déclarer un logement impropre à l'habitation humaine. L'échelle d'évaluation de la prolifération des moisissures se rapporte à la spécification « généralisée ou non généralisée » pour caractériser les différents problèmes d'humidité (condensation, capillarité, etc.). La présence de moisissures visibles participe au score final évaluant si un logement doit être déclaré impropre à l'habitation (*Technisch Verslag voor woningen*, 1er janvier 2013).

- **Wallonie :** dans le « *Code Wallon du Logement* », la présence de moisissures visibles est considérée comme l'une des « caractéristiques intrinsèques » du bâtiment qui nuisent à la santé des occupants. Ainsi, la présence de moisissures sur plus d'un mètre carré dans une pièce d'habitation ou dans un local sanitaire doit faire l'objet d'analyses ultérieures (à la demande de l'investigateur).

- **Bruxelles-Capitale :** dans le « Code Bruxellois du Logement, 17 juillet 2003, Art. 3, § 3 », l'évaluation de la présence de champignons, parasites, insectes,… est considérée comme nocive pour la santé des occupants. En sélectionnant « Oui » ou « Non » dans la grille d'évaluation (*Région de Bruxelles-Capitale*, 2006), la présence de champignons dans l'habitat est prise en compte. Le document « *Normes de Qualité des logements, notice explicative, édition 2013 » (Direction du Logement,* 2013) stipule que les habitats doivent être propres et secs, sans trace de champignons ou d'humidité.

2.1.5.6 Recommandations internationales

Actuellement, il n'existe aucune norme sanitaire sur le nombre admissible de microorganismes présents dans l'environnement intérieur, et il n'existe aucun règlement international sur les concentrations de moisissures dans l'air ou de spores de moisissures. Plusieurs organisations internationales (OMS, EPA, *Santé Canada*, Centres américains pour le contrôle et la prévention des maladies (CDC), American Conference of Governmental Industrial Hygienists (AGCIH), etc.) ont établi des recommandations afin de faciliter l'interprétation des résultats.

De nombreuses publications fournissent des données sur les concentrations totales de champignons détectées dans l'air intérieur. Ces valeurs, si elles facilitent certes l'interprétation des résultats de mesure, ne se rapportent pas à des valeurs seuils mettant en garde contre des effets sur la santé. D'autres outils importants existent, dont l'inspection visuelle des bâtiments à des fins de détection d'un éventuel dégât des eaux ou d'une prolifération de moisissures. Acceptées sur le terrain et adoptées par la plupart des recommandations, les décisions d'assainissement basées sur la quantité de moisissures visibles représentent une approche qui repose sur des considérations pratiques. Mais entre les différentes recommandations, il subsiste une certaine variation au niveau de la classification des tailles reflétant la notion de moisissure visible.

✐ *Actuellement, il n'existe aucune norme sanitaire sur le nombre admissible de microorganismes présents dans l'environnement intérieur, et il n'existe aucun règlement international sur les concentrations de moisissures dans l'air ou de spores de moisissures.*

2.1.5.7 Outils pour interpréter les résultats des mesures d'échantillons : consensus adopté par les investigateurs

- ***Moisissures***

La présence de moisissures, mortes ou vivantes, dans une zone quelconque d'un bâtiment, est associée à un risque pour la santé et doit être éradiquée. Le niveau de risque et les mesures d'atténuation dépendent essentiellement de l'étendue de la contamination, mais prennent également en compte l'éventuelle toxicité des moisissures. Actuellement, aucun règlement international n'a été défini pour les concentrations de moisissures dans l'air ou de spores de moisissures, mais, dans la pratique, un consensus existe pour caractériser la contamination fongique dans un environnement intérieur.

Les outils les plus évidents et les plus simples à utiliser incluent l'inspection visuelle des bâtiments à des fins de détection d'un éventuel dégât des eaux ou d'une prolifération de moisissures. Acceptées sur le terrain et adoptées par la plupart des recommandations, les décisions d'assainissement basées sur la quantité de moisissures visibles représentent aussi une approche qui repose sur des considérations pratiques.

Tableau 14. Évaluation visuelle de la prolifération de moisissures, référence : AGCIH

Classification	**Description**
Mineure	Prolifération de moisissures visibles sur une surface totale < 0,3 m²
Modérée	Prolifération de moisissures visibles sur une surface totale comprise entre 0,3 m² et 3 m²
Majeure	Prolifération de moisissures visibles sur une surface totale > 3 m²

La plupart des recommandations conseillent aux occupants de nettoyer les surfaces de moins de 1 m², sans formation spéciale mais avec un équipement de protection individuelle (agence EPA américaine, 2012).

Souvent, les environnements concernés présentent également des contaminations cachées nécessitant le prélèvement d'échantillons d'air ou de dépôts de poussière à des fins d'analyse. Les méthodes quantitatives et qualitatives employées dépendent majoritairement de la stratégie et d'autres conditions environnementales. Pour ce qui est de la contamination aéroportée, par exemple, l'instabilité des moisissures en suspension, le choix de l'impacteur et des méthodes d'échantillonnage associées constituent les critères essentiels qui freinent l'établissement d'un consensus. Jusqu'à présent, les propositions de valeurs seuils sont ignorées (OMS, 2009) ou parfois simplement trop compliquées à appliquer (OMS, 2003).

Ce manque de consensus est regrettable, sachant que l'aspect quantitatif reste un facteur crucial pour l'évaluation de l'exposition et des risques consécutifs pour la santé.
Dans la pratique, cela se traduit par une inhomogénéité au niveau de l'application des valeurs quantitatives seuils, impliquant inévitablement une interprétation qui repose sur l'expérience et le jugement de l'expert, et qui s'avère donc subjective et variable.

Pour limiter cette part de subjectivité, une analyse comparative de bout en bout est essentielle afin de poser les conclusions finales. Pour les moisissures environnementales, cette analyse comparative a été proposée pour les moisissures en suspension au début des années 1990 : un bon point de départ pour l'établissement d'un consensus.

Ainsi, en 1995 (Tableau 15), le document « Contamination fongique dans les immeubles publics. Guide facilitant la détermination et la gestion des problèmes » publié par la Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa, Ontario, mentionne des valeurs seuils, intégrées dans un protocole d'analyse comparative en neuf points (Annexe B). Ce document peut servir de base pour l'évaluation de la contamination fongique dans les environnements intérieurs non industriels, dans la mesure où son approche environnementale prenant en compte les critères qualitatifs peut s'étendre à d'autres microorganismes, et notamment les bactéries. Il décrit tout d'abord la méthodologie (appareil RCS, quatre minutes d'échantillonnage).

Il passe ensuite à la procédure d'audit, qui a commencé par une observation (Annexe B, § 1), suivie d'une recherche de moisissures spécifiques (§ 2, identification dans un laboratoire spécialisé) qui a pris en compte la persistance des contaminations détectées *(*§ 3, air instable). Concernant les valeurs seuils *(*§ 5, 6, 7*),* l'accent a été mis sur la spécificité, qui permet par exemple de distinguer les sources intérieures et extérieures.

Tableau 15. Propositions de valeurs seuils relatives aux moisissures en suspension dans les habitats, prenant en compte la spécificité des moisissures (Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa, Ontario, 1995)

Moisissures présentes dans l'air intérieur des habitats	**Conc. « normale »**	**Conc. faible**	**Conc. acceptable**	
Concentration en UFC/m³ (échantillonneur RCS, prélèvement d'une durée de 4 min.)	< 50*	> 50	> 150	> 500
MAIS :	Si les données qualitatives et quantitatives de l'air intérieur et extérieur sont similaires	Concentration acceptable MAIS SI une seule espèce, autre que *Cladosporium* et *Alternaria*, est détectée, d'autres recherches sont nécessaires		Concentration acceptable l'été MAIS SI une seule espèce, autre que *Cladosporium* et *Alternaria*, est détectée, d'autres recherches sont nécessaires

S'appuyant sur le même processus et un protocole relativement similaire (RCS+, 80 litres, 25 °C), un indice de valeurs seuils se rapportant à des moisissures spécifiques a récemment été proposé par la CRIPI pour l'habitat bruxellois. Cet indice se fonde sur plusieurs percentiles de concentrations en suspension pour des moisissures spécifiques (Tableau 16) (Chasseur *et al.*, 2015).

Tableau 16. Propositions de valeurs seuils pour des moisissures en suspension spécifiques dans l'habitat bruxellois (Chasseur et al., 2015)

Percentiles	**0-P75**	**P75-P85**	**P85-P90**	**P90-P95**	**P95-P99**	**>P99**	**Origine**	**Principaux supports**
Aspergillus versicolor	0-25	25-38	38-75	75-200	200-2550	>2550	Espèce frequente à l'intérieuir et fort potential d'amplification sur les matériaux de construction humides	Plâtre, bois, tissu
Cladosporium sphaerospermum	0	0-25	25-38	38-88	88-765	>765		
Penicillium spp.	0-113	113-225	225-338	338-838	838-2550	>2550	Espèce fréquente à l'intérieur et fort potentiel d'amplification sur une variété de supports	Plâtre, bois, tissu, cuir, mais aussi fruits, fromage, etc.
Chaetomium spp.	0	0	0	0	0-13	>13	Espèce moins fréquente mais fort potentiel d'amplification sur la cellulose	Papier humide (papier Peint, livres, archives, Boîte en carton, etc.)
Stachobotrys chartarum	0	0	0	0	0-25	>25		
Cladosporium herbarum, Cladosporium cladosporioides, Alternaria	Not to be taken into account						Important natural outdoor origin, with important seasonal variations (highest in June-September)	Plantes majoritairement
Aspergillus fumigatus	0-7	7	7-14	14-20	20-47	>47	Origine extérieure naturelle ou anthropogénique importante (espèce thermophile)	Terre de jardin, terreau, compost, humus naturel
Mycelia sterilia	0-50	50-75	75-100	100-138	138-288	>288	Champignon incapable de sporuler sur des supports synthétiques ; souvent épiphytique	Plantes majoritairement
Levures	0-13	13-25	25-38	38-63	63-250	>250	Épiphytes essentiellement, certaines espèces dermatophytes et origine parfois intestinale ou médicinale	Plantes majoritairement, et autres origines
Autres espèces	0	0	0	13	13-75	>75	Contamination intérieure inhabituelle ou origine anthropogénique	/
	Satisfaisant	**Moyen**	**Médiocre**	**Alerte**	**Inacceptable**			

Pour illustrer l'importance du protocole d'échantillonnage, et notamment du type d'impacteur utilisé, les valeurs seuils énoncées dans le Tableau 17 ont été obtenues avec un impacteur plus puissant que le modèle RCS, l'impacteur Andersen à six étages (COST, EUR14988EN, 1993).

Tableau 17. Propositions de valeurs seuils relatives aux moisissures en suspension dans les habitats (EUR14988EN, 1993)

Moisissures présentes dans l'air intérieur des habitats	**Conc. très limitée**	**Conc. faible**	**Conc. moyenne**	**Conc. élevée**	**Conc. très élevée**
Concentration en UFC/m³ (appareil Andersen à six étages, MEA)	< 50	< 200	< 1 000	< 10 000	> 10 000

Les valeurs du Tableau 17. obtenues avec l'impacteur Andersen sont très différentes de celles relevées avec l'appareil RCS. Utilisées avec la même approche et les mêmes repères comparatifs que ceux appliqués plus haut (Tableau 15), l'interprétation des résultats gagne en rigueur et devrait en principe parvenir aux mêmes conclusions concernant l'exposition des patients. Toutefois, toutes les catégories disponibles sont basées exclusivement sur les plages de valeurs obtenues dans les environnements intérieurs, et non sur une évaluation de la santé.

✐ *Actuellement, aucune valeur seuil officielle n'a été définie pour les concentrations atmosphériques de moisissures ou les spores de moisissures, mais, dans la pratique, un consensus existe pour caractériser l'exposition microbienne dans un environnement. L'interprétation des résultats recueillis grâce à un échantillonnage microbiologique ne doit en aucun cas se limiter à l'aspect quantitatif.*

2.1.6 Situation en Belgique

2.1.6.1 Structures et ressources

En Belgique, au début des années 1980, la section de micologie de l'institut WIV-ISP (*Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid-Institut Scientifique de Santé Publique*, qui s'appelait auparavant Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie), s'était déjà penchée sur les problèmes de santé causés par l'exposition à des champignons en suspension dans l'air, y compris ceux des environnements d'habitation. Avec la collaboration de médecins, les premières études fongiques ont été menées dans des logements de patients souffrant de troubles respiratoires. Plus tard, d'autres types d'environnements ont été examinés (bureaux climatisés, hôpitaux, écoles, etc.). Aujourd'hui, le laboratoire poursuit ses recherches dans les milieux professionnels et travaille en partenariat avec les structures régionales (Indoorpol, 2012) pour les habitats et environnements publics. Des projets de recherche ont également été appliqués.
Vers la fin des années 1990, afin de diminuer les plaintes relatives à la santé enregistrées dans les habitats, les gouvernements locaux de Wallonie et de Bruxelles ont créé des services de surveillance de l'air intérieur, surnommés « ambulances vertes » (APW, 2014 ; IBGE-BIM, 2008). L'objectif de ces services était de détecter les sources de polluants dans les logements et de proposer des méthodes d'atténuation adaptées. Toujours en vigueur aujourd'hui, ces services se rendent dans les habitats à la demande d'un médecin pour y effectuer des analyses, dès lors que l'environnement intérieur est suspecté d'avoir une répercussion sur la santé des occupants. Les procédures s'articulent autour d'un protocole commun qui inclut un questionnaire dédié, une inspection du bâtiment, des mesures et analyses associées, ainsi que la proposition d'actions d'atténuation.

À peu près au même moment, le Gouvernement flamand a, lui aussi, mis en place des initiatives pour lutter contre les risques sur la santé causés par les environnements intérieurs contaminés (MMK, 2014).

Sur demande expresse, les experts de la santé environnementale et l'Agence flamande pour la Santé et les Soins examinent les dangers potentiels pour la santé dans des habitats ou bâtiments publics, formulent des conseils ou prennent des mesures pour remédier aux problèmes.

✐ La Belgique compte des structures publiques locales qui effectuent des interventions sur site. Les résultats de ces interventions aident les médecins dans leur diagnostic. Des actions coordonnées contribuent à une meilleure compréhension des pathologies grâce à une étiologie environnementale.

2.1.6.2 Quelques résultats

2.1.6.2.1 Projets régionaux

Wallonie

Étude dans des crèches et écoles primaires de la Province de Luxembourg (SAMI-Lux, 2010)

Le service de surveillance de l'air intérieur de la Province de Luxembourg (*SAMI-Lux* ou *Service d'Analyse des Milieux Intérieurs de la Province de Luxembourg*) a mené une étude portant sur 72 crèches et écoles primaires de la province (20 %).

Des moisissures visibles ont été observées dans 50 % des écoles, majoritairement dans les sous-sols et toilettes. Des signes d'humidité ont été relevés dans 15 des classes analysées (11 %), et 18 classes (18 %) présentaient des moisissures visibles. En général, la formation de moisissures était limitée, sans jamais excéder 3 m^2. Les espèces les plus fréquemment identifiées concernaient les genres *Cladosporium*, *Penicillium* et *Aspergillus*. Dans 34 classes (25 %), la quantité de spores dans l'air intérieur était plus élevée qu'à l'extérieur. L'air intérieur contenait majoritairement la moisissure *Penicillium*. La quantité de spores dans l'air intérieur était positivement corrélée avec l'humidité relative et la quantité de spores relevée sur les surfaces horizontales.

La présence d'allergènes des acariens a été mise en évidence à l'aide d'un test colorimétrique (Acarex-Test). Les principales sources potentielles étaient les oreillers et tapis. Près de la moitié (45,5 %) des objets analysés étaient susceptibles de provoquer une sensibilité (contamination de classe 1 selon le test Acarex-Test), et 7,5 % d'entre eux, des symptômes allergiques (classe 2 ou 3). Les concentrations les plus élevées d'allergènes des acariens provenaient majoritairement des matelas et petits fauteuils recouverts de tissu (classe 2 ou 3 selon le test Acarex-Test).

Étude dans des crèches de la Province de Hainaut

En 2004, une autorité sanitaire publique régionale (Hainaut-Vigilance Sanitaire) a voulu en savoir plus sur la santé environnementale des jeunes enfants fréquentant les crèches. Le problème a été soulevé par le programme « Ambulance verte », qui mène des investigations dans les écoles, crèches et habitats dès lors qu'un environnement est suspecté d'être à l'origine d'un trouble de la santé.

Au total, 46 crèches (certifiées par l'ONE (*Office de la Naissance et de l'Enfance)*) sur 50 de la Province de Hainaut ont accepté que le service de surveillance de l'air intérieur de la Province de Hainaut (LPI, *Laboratoire d'études et de prévention des Pollutions Intérieures*), qui relève de l'Institut régional de Santé Publique, conduise une étude dans leurs locaux. L'équipe a prélevé des échantillons d'air afin de mesurer l'humidité atmosphérique et de détecter la présence de substances toxiques, a réalisé une recherche systématique de moisissures, acariens et humidité, et analysé l'eau du robinet en quête de traces de plomb et de *Legionella*. Avec l'aide des parents, des questionnaires ont également été remplis sur les maladies et traitements médicamenteux des enfants.

Les résultats ont révélé que les enfants fréquentant les crèches étaient exposés à un mélange de composés potentiellement dangereux. Des moisissures et acariens ont été détectés dans près de 30 % des crèches, et l'eau du robinet de 40 % des sites contenait des bactéries *Legionella* et du plomb. La présence de *Legionella* a créé la surprise et a été suspectée par l'équipe d'être responsable de récents problèmes respiratoires inhabituels chez les enfants. La communauté médicale a été alertée.

Bruxelles (CRIPI-RCIB)

Jusqu'à présent, la CRIPI-RCIB (*Cellule Régionale d'Intervention en Pollution Intérieure-Regionale Cel voor Interventie bij Binnenhuisvervuiling*) a inspecté plus de 1 600 logements à la demande de médecins (en collaboration avec l'administration bruxelloise de l'environnement IBGE-BIM (*Bruxelles Environnement - Leefmilieu Brussel*), l'Institut de Santé Publique et une ONG travaillant sur les problèmes respiratoires (FARES – *Fonds des Affections RESpiratoires ASBL*)) (Chasseur *et al.*, 2014). Il ressort que la contamination par les moisissures est la plus présente dans la chambre des patients : 9 % contiennent plus de 3 m² de moisissures. Sur les surfaces enregistrant des moisissures visibles, l'examen de bandes adhésives indique la présence de *Cladosporium sphaerospermum* dans 50 % des échantillons, de matières fécales d'acariens dans 33 %, et d'espèces *Acremonium spp.* et *Ulocladium spp.* dans 10 % des échantillons.

Dans l'air, les moisissures les plus fréquemment constatées incluent les espèces *Penicilium spp.*, *Cladosporium spp.*, *Aspergillus versicolor* et *Cladosporium herbarum*, détectées respectivement dans 83 %, 48 %, 40 % et 38 % des échantillons.

Lors des investigations menées par la CRIPI-RCIB, la poussière de 1 919 matelas a parallèlement été aspirée et analysée. Les moisissures xérophiles du genre *Penicillium* et *Aspergillus* se sont avérées particulièrement fréquentes et en quantités abondantes.

Un projet sur la qualité de l'air intérieur dans les crèches bruxelloises a inspecté 31 crèches. Parmi la population microbienne, le genre *Staphylococcus* était le plus représenté et pourrait potentiellement servir d'indicateur d'hygiène pour évaluer l'efficacité du nettoyage. La disparité est relativement importante, avec des valeurs aberrantes atteignant 228 UFC/25 cm². Quinze crèches ont montré des problèmes d'humidité, parfois accompagnés d'un développement de moisissures.

En 2012, une nouvelle étude a été initiée dans les écoles primaires et s'est particulièrement intéressée à certains allergènes, tels que ceux du chat.

Flandre (*Milieugezondheidszorg*)

En Flandre, l'impact de sources anthropogènes dans les environs des habitats a été constaté à plusieurs reprises. En 2010, par exemple, un logement situé à proximité d'un site entreposant du paillis et un autre aux environs d'un entrepôt de lin ont été examinés suite au signalement de problèmes respiratoires. Dans les deux cas, une charge élevée de spores *Aspergillus fumigatus* a été mesurée dans des dépôts de poussière intérieurs. En 2011, les demandes ont majoritairement été centrées sur les nuisances liées au genre *Aspergillus*. Parmi ces demandes, le cas d'un patient souffrant d'aspergillose bronchopulmonaire a été étudié. L'enquête, menée par l'institut WIV-ISP, a au départ exclu toute contamination fongique dans sa résidence. Mais une seconde intervention conduite sur son lieu de travail a révélé des concentrations élevées de spores *Aspergillus fumigatus*, essentiellement localisées dans l'installation de la climatisation. Cette contamination provenait d'une usine voisine de traitement du bois (> 500 000 UFC/m^3 d'*Aspergillus fumigatus*). Toujours en 2011, plusieurs campagnes de mesure de la population fongique ont été exécutées dans les environs immédiats de divers sites de compostage. Dans plusieurs cas, des taux élevés de polluants spécifiques (*Aspergillus fumigatus, Thermoactinomyces,* etc.) ont été détectés à des distances supérieures à 1 200 m.

2.1.6.2.2 Projets belges

Environnement intérieur dans les crèches belges : de la demande à l'offre (Dewolf *et al.*, 2008)

Cette étude a été initiée dans le but d'identifier les problèmes inhérents aux environnements intérieurs des crèches, d'accroître la sensibilisation du personnel des crèches, de suggérer des solutions efficaces aux problèmes identifiés et de soutenir les crèches participantes dans leurs efforts d'amélioration de la qualité de l'environnement intérieur. Le projet s'articulait autour d'un outil d'auto-évaluation, d'analyses sur le terrain approfondies et de supports de formation et de sensibilisation. Les résultats ont démontré que la plupart des crèches sont installées dans des bâtiments construits pour un tout autre usage. Cette constatation explique pourquoi près de la moitié des participants ont dû gérer d'importants travaux d'aménagement au fil du temps. Bon nombre de participants ont identifié des problèmes d'humidité et de moisissures.
Le recours à des pesticides (de façon occasionnelle) et de produits désodorisants dans les pièces où évoluaient les enfants était relativement courant. Les analyses ont confirmé certains éléments mis en évidence par le biais de l'outil d'auto-évaluation, mais ont également fait apparaître d'autres paramètres. Afin de renforcer l'impact à long terme de l'action menée, les crèches participantes ont reçu des recommandations ciblées, des sessions de formation ont été organisées et un kit d'accompagnement a été élaboré.

En conclusion, l'action a été favorablement perçue dans les crèches et d'autres établissements accueillant des enfants devraient être envisagés à l'avenir.

2.2 Effets sur la santé des polluants microbiologiques

2.2.1 Introduction

La pollution de l'air intérieur est la conséquence d'un effet combinant des facteurs physiques, chimiques et biologiques et une ventilation inadéquate au sein de l'environnement. Il a été démontré qu'une corrélation existait entre les concentrations de polluants et la survenue de problèmes de santé, majoritairement des symptômes respiratoires, dont une prévalence élevée de maladies respiratoires telles que l'asthme et des allergies (Cartieaux *et al.*, 2011).
Les problèmes de santé les plus fréquents liés à la présence de polluants microbiologiques incluent : irritation respiratoire, allergies, asthme, infections des voies aériennes et symptômes généraux (maux de tête, fatigue ou troubles digestifs). Les effets sur la santé dépendent du type de microorganisme, de sa concentration dans l'air et de la sensibilité personnelle de chaque individu. Certaines personnes sont en effet plus vulnérables aux polluants microbiologiques intérieurs :

- Sujets atopiques ;
- Personnes souffrant de maladies respiratoires chroniques (asthme ou bronchite chronique obstructive) ;
- Sujets présentant une déficience immunitaire (patients sous chimiothérapie, atteints du SIDA) ;
- Enfants en bas âge, du fait qu'ils inhalent proportionnellement plus d'air que les adultes, que leur système immunitaire n'est pas encore complètement développé et que leur maturation pulmonaire est critique au cours des deux premières années de vie ;
- Personnes âgées, en raison des diverses maladies liées à l'âge et de leur plus faible résistance aux pathogènes.

Les enfants sont particulièrement vulnérables à l'impact des polluants microbiologiques. Une exposition à divers polluants présents dans l'air dès le plus jeune âge peut être associée à un stress oxydatif exacerbé, une inflammation et une dysfonction endothéliale pouvant favoriser à long terme des maladies chroniques non transmissibles.

Les exacerbations de l'asthme sont généralement déclenchées par une exposition à des allergènes et irritants présents au sein de l'habitat. Les interventions à domicile à composants et déclencheurs multiples menées dans un intérêt environnemental se révèlent efficaces pour améliorer la qualité de vie globale et les performances des enfants et adolescents asthmatiques (Crocker *et al.*, 2011).

2.2.2 Allergies et asthme

Les allergies correspondent à des réactions anormales du système immunitaire, qui se déclarent en réponse à des substances normalement inoffensives. Leur survenue résulte d'interactions génétiques et environnementales complexes. Les allergies sont responsables d'une variété de symptômes : rhinite allergique (éternuements, nez qui coule, nez bouché et anosmie), asthme, conjonctivite allergique (yeux rouges, larmoiement) et eczéma atopique (dictionnaire médical, 2014).

En Belgique, 11,7 % des personnes déclarent présenter des allergies (*Enquête de Santé*, 2004). Près de la moitié d'entre elles (45,5 %) sont allergiques aux acariens et aux pollens.

2.2.2.1 Asthme

L'asthme est une maladie inflammatoire chronique des voies respiratoires. Elle se caractérise par une constriction exagérée des bronches en réponse à divers stimuli non spécifiques. Les sujets asthmatiques présentant une sensibilité accrue des voies respiratoires peuvent déclarer différents symptômes (essoufflement, oppression thoracique, toux ou encore respiration sifflante) lorsqu'ils sont exposés à ces facteurs déclencheurs. Dans la majorité des cas, l'asthme est causé par l'inhalation d'un allergène. Mais si l'inflammation est persistante, les voies respiratoires deviennent hyper-réactives à des stimuli aussi divers que l'air froid, l'exercice physique, les infections, certains polluants, voire le stress et l'anxiété (Kelley, 1989 ; dictionnaire médical, 2014).

La prévalence de l'asthme en Belgique s'élève à 4,7 % pour les hommes et 3,9 % pour les femmes (*Enquête de Santé*, 2001). Chez les enfants entre 0 et 18 ans, la prévalence est plus élevée que chez les adultes (de l'ordre de 8 à 10 %). D'ailleurs, l'asthme représente la maladie chronique la plus fréquente chez l'enfant (*Éducation Santé*, 2014). Et pourtant, de nombreux cas ne sont pas diagnostiqués (FARES, 2014). Une étude menée à Bruxelles (Michel *et al.*, 1999) a ainsi révélé que la prévalence de l'asthme chez les enfants scolarisés était de 13,8 %, alors que seuls 6,8 % d'entre eux étaient diagnostiqués.

2.2.2.2 Dermatite atopique ou eczéma atopique

La dermatite, ou eczéma atopique est une inflammation de la peau. Cette affection survient souvent en conjonction avec d'autres maladies atopiques, comme l'asthme ou la rhinite allergique. Les symptômes varient d'une personne à l'autre mais se présentent généralement sous la forme d'une éruption cutanée rouge et enflammée qui s'accompagne de démangeaisons. Certains des allergènes les plus courants susceptibles de provoquer un eczéma atopique incluent les allergènes alimentaires, les acariens et les animaux.

La prévalence de l'eczéma est plus élevée chez les enfants. En Belgique, cette maladie touche ainsi entre 15 et 30 % des enfants, et 2 à 10 % des adultes (*Mutualité Chrétienne*, 2012).

2.2.2.3 Allergènes intérieurs

La relation entre l'exposition à un allergène et le développement consécutif d'une maladie est complexe et obscurcie par plusieurs facteurs importants. Tout d'abord, les individus sont exposés à un mélange de polluants et d'allergènes qui peuvent interagir entre eux. Or, on sait très peu de choses sur l'impact de ces mélanges et leurs possibles effets synergiques. Ensuite, la relation dose-réponse entre l'exposition à un allergène et une maladie allergique n'est pas linéaire.

Elle peut être différente selon les allergènes et la sensibilité génétique sous-jacente (Arshad, 2010 ; Brussee *et al.*, 2005 ; Chen *et al.*, 2007 ; Cole *et al.*, 2004 ; Custovic et Woodcock, 2001). Les allergènes des acariens et des cafards semblent être corrélés avec une relation linéaire positive, tandis que les allergènes des chats causent une sensibilité maximale qui se développe à des niveaux d'exposition modérés. Il apparaît toutefois qu'à des taux très faibles, une exposition aux allergènes du chat n'induise pas de réponse, tandis que des concentrations très élevées semblent développer une forme de tolérance (Murray *et al.*, 2001).

Chez les enfants présentant un terrain génétique, une exposition à des allergènes (à l'exception des allergènes des animaux de compagnie) durant la période postnatale peut mener à une sensibilité au cours de la petite enfance. Les recherches indiquent parallèlement que les enfants sensibles aux allergènes intérieurs courants sont plus à risque de développer un asthme ou une allergie. L'asthme infantile a en effet été associé à une exposition, dès les premiers stades de vie, à des facteurs environnementaux, tels que cafards, moisissures visibles (RR (risque relatif) = 1,75 ; IC (intervalle de confiance) à 95 %, 1,15-2,67), odeurs de moisi (RR = 5,04 ; IC à 95 %, 2,42-10,50), tapis (RR = 2,36 ; IC à 95 %, 1,38-4,05), animaux de compagnie (RR = 2,11 ; IC à 95 %, 1,20-3,72), et plus d'une heure d'exposition à la fumée de tabac (FTA) par jour (RR = 1,93 ; IC à 95 %, 1,16-3,23) (Chen *et al.*, 2011).

Un large éventail d'allergènes intérieurs a été identifié dans l'environnement intérieur. Pour les plus courants, il s'agit de ceux des acariens, des squames des animaux, des moisissures et des cafards.

Acariens

Les acariens représentent des allergènes intérieurs majeurs, et constituent la cause la plus fréquente d'allergie et d'asthme en Belgique et dans le monde. Les deux espèces prédominantes sont *Dermatophagoides pteronyssinus* et *Dermatophagoides farinae*. La protéine majoritairement responsable de l'allergie aux acariens est nommée Der p I. On la trouve dans les matières fécales des acariens et dans les organismes en état de décomposition. Les personnes sensibles à cette protéine peuvent développer un asthme, une rhinite allergique, une conjonctivite et un eczéma. Un niveau seuil de sensibilité à l'allergène des acariens a été détecté à 2 µ/g de poussière ou 100 acariens/g de poussière. Les personnes sensibles peuvent déclarer une réponse allergique à une concentration de 10 µg/g de poussière ou 500 acariens/g de poussière (Platts-Mills *et al.*, 1997).

Animaux de compagnie

Les animaux représentent la deuxième source la plus fréquente d'allergènes intérieurs. L'impact des animaux de compagnie sur la santé fait toutefois l'objet de controverses dans la littérature (Salo, 2009). D'un côté, les conclusions suggèrent que les animaux sont associés à une hausse de sensibilité aux allergènes. De l'autre, des effets protecteurs vis-à-vis de l'allergie ont été rapportés. D'autres auteurs ont mis en évidence des effets marginaux, voire aucun effet, des suites d'une exposition aux allergènes des animaux. Quoi qu'il en soit, il s'avère que deux espèces d'animaux présentent un effet prouvé sur les niveaux de sensibilité : les chats et les chiens (Rapport initial sur la santé respiratoire dans le cadre de la stratégie européenne en matière d'environnement et de santé, 2003).

Les allergènes du chat sont sécrétés par les glandes sébacées et la salive. Lors du toilettage, l'allergène provenant de la salive se dépose sur le pelage. Une fois la salive séchée, l'allergène et la particule sur laquelle elle est transportée se retrouvent en suspension dans l'air. Du fait de leur nature adhérente, les particules se fixent facilement sur le mobilier en tissu et le linge (chaises, rideaux, vêtements, linge de lit, tapis, etc.) (Kelly *et al.*, 2012). Des concentrations de 2 µg/g peuvent suffire pour déclencher une sensibilité (Ahlbom *et al.*, 1998).

Le principal allergène du chien, nommé Can f 1, provient essentiellement de la salive du chien. Le pelage en lui-même est rarement à l'origine d'une réaction allergique, ce qui signifie qu'un chien à poils courts peut tout aussi bien provoquer des problèmes d'allergie que les espèces à poils longs. D'après la littérature actuelle, les symptômes liés aux allergènes du chien sont moins graves que ceux résultant des allergènes du chat (Ahlbom *et al.*, 1998).

Cafards

Les cafards représenteraient l'une des sources les plus importantes d'allergènes, parmi tous les allergènes des insectes. L'espèce la plus courante en Europe est le cafard allemand *Blattella germanica.* Les allergènes du cafard proviennent des excréments, ainsi que des peaux après la mue et de différents organismes corporels. Ils sont à l'origine de différentes maladies, telles que l'asthme allergique, la rhinite allergique et l'eczéma atopique. Les allergies aux cafards sont particulièrement fréquentes dans les logements multifamiliaux bondés et les zones urbaines défavorisées. En Europe, la prévalence de la sensibilité à l'allergène du cafard chez les patients atopiques s'élève à environ 10 % (Van Lynden-Van Nes *et al.*, 1996). Une exposition à cet allergène dès l'enfance peut contribuer au développement de l'asthme chez les enfants sensibles (Litonjua *et al.*, 2001).

Moisissures allergéniques

Les principales moisissures allergéniques couvrent les espèces *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium* et *Penicillium*. Les allergènes de ces moisissures se trouvent essentiellement dans leurs spores, lesquelles se déposent sur la muqueuse des voies nasales ou atteignent les poumons. Les symptômes de l'allergie aux moisissures sont très semblables à ceux des autres allergies (éternuements, écoulement nasal, congestion, toux, respiration sifflante ou irritations oculaires). Par ailleurs, les recherches ont démontré que des signes évidents d'humidité ou de moisissures étaient positivement corrélés avec de multiples effets allergiques et respiratoires (Mendell *et al.*, 2011).

L'espèce *Cladosporium herbarum* représente l'une des espèces fongiques allergéniques les plus fréquentes à l'échelle mondiale. La prévalence de la réactivité des anticorps dirigés contre *C. herbarum* chez les patients allergiques varie entre 5 et 30 %, selon les zones climatiques.
L'espèce *Alternaria alternata* est particulièrement connue pour son rôle dans les allergies respiratoires saisonnières. Déjà en 1991, les chercheurs O'Hollaren *et al.* avaient présenté une étude menée auprès de 11 patients (entre 11 et 25 ans) souffrant d'asthme et ayant des antécédents d'arrêt respiratoire soudain. Sur les 11 patients, 10 avaient développé des anticorps IgE spécifiques dirigés contre *Alternaria*. Les résultats ont également mis en évidence que l'épisode d'arrêt respiratoire soudain était survenu pendant la saison de prolifération du genre *Alternaria*. Une autre étude menée par les chercheurs Andersson *et al.* (2003) a par ailleurs révélé que la proportion d'enfants atopiques à *Alternaria* et déclarant des symptômes de rhinite était significativement plus élevée pendant l'été, quand les concentrations en suspension dans l'air d'*Alternaria* étaient plus importantes qu'en hiver, où les concentrations étaient plus basses (66,2 % vs 38,2 % pour les symptômes nasaux nocturnes, $p = 0,0001$; 70,6 % vs 51,52 % pour les symptômes nasaux diurnes, $p = 0,02$). Les conclusions d'une étude (Salo *et al.*, 2006) ont également montré que la prévalence de l'asthme symptomatique était en hausse lorsque les concentrations d'*Alternaria* dans les habitats américains augmentaient.

Par ailleurs, une étude épidémiologique multicentrique parrainée par la Commission européenne et basée sur l'analyse de plus de 18 000 adultes allergiques résidant dans différents pays européens (Zureik *et al.*, 2002) a clairement mis en évidence que la gravité de l'asthme était fortement associée à la sensibilité des patients à deux moisissures présentes dans l'environnement extérieur : *Alternaria alternata* et *Cladosporium herbarum*.

Une méta-analyse de près de 30 études (Fisk *et al.*, 2007) a montré que la présence d'humidité à l'intérieur des logements et l'exposition à des moisissures étaient corrélées avec une hausse de 30 à 50 % environ de certains problèmes respiratoires, parmi lesquels : symptômes des voies respiratoires supérieures (RR = 1,7), toux (RR chez l'adulte = 1,52 ; RR chez l'enfant = 1,75), respiration sifflante (RR = 1,5) et asthme (RR = 1,56). Une autre méta-analyse couvrant 61 études (Tischer *et al.*, 2011) a, quant à elle, confirmé une association positive entre la présence de moisissures visibles et l'asthme (RR = 1,49), une respiration sifflante (RR = 1,68) et la rhinite (RR = 1,28) chez l'enfant. D'autres études ont aussi démontré l'association entre l'exposition à des moisissures spécifiques (en particulier *A. alternata*) et des exacerbations mortelles de l'asthme (Black *et al.*, 2000 ; O'Driscol *et al.*, 2005). Aux États-Unis, 16 millions de cas d'asthme ont été enregistrés en 2002, dont 10 à 20 % d'asthme sévère. Parmi ces cas graves, 30 à 70 % des patients étaient sensibles à au moins une espèce de moisissures, sachant que la fréquence de sensibilité aux moisissures dans la population générale se situe habituellement entre 2 et 5 %. Des associations similaires ont également été démontrées entre la sensibilité aux moisissures et d'autres maladies allergiques, comme la rhinite et la conjonctivite.

Plantes vertes

Certaines plantes vertes sont responsables d'allergies professionnelles au sein de la communauté des pépiniéristes, mais une sensibilité a aussi été détectée chez des patients exposés en dehors d'un contexte professionnel. L'allergène *Ficus benjamina* est issu de la sève de la plante, à savoir le latex, mais on en trouve également dans les résidus de poussière collectés à la surface des feuilles et sur le sol des pièces dans lesquelles les plantes sont installées (Bircher *et al.*, 1995). La principale voie de sensibilité semble être par inhalation de la poussière ambiante émanant des feuilles de la plante. Les affections qui s'ensuivent incluent essentiellement la conjonctivite, la rhinite, l'asthme et l'eczéma (Axelsson *et al.*, 1987 ; Schenkelberger *et al.*, 1998 ; Karimain-Techerani et Hentges, 2002).

2.2.3 Pneumopathie d'hypersensibilité

La pneumopathie d'hypersensibilité, également appelée alvéolite allergique extrinsèque, désigne une inflammation des poumons causée par la respiration répétée de particules animales ou végétales. Elle est associée à une exposition à des *actinomycètes* thermophiles, des moisissures et des protéines animales. Le système immunitaire de l'organisme réagit en produisant une inflammation aigüe, qui peut évoluer en maladie pulmonaire chronique. Les symptômes incluent fièvre, frissons, malaises, maux de tête, toux et oppression thoracique. La réponse chronique se caractérise par un essoufflement, une perte de poids et une fatigue générale. Certaines des formes les plus courantes se rapportent à la maladie du poumon de fermier, la maladie du poumon d'éleveur d'oiseaux et la fièvre de l'humidificateur (Kelley, 1989 ; dictionnaire médical, 2014).

Des cas de pneumopathie d'hypersensibilité survenus dans des environnements de bureau ont été liés à la présence de systèmes de climatisation et d'humidification contaminés par des bactéries et des moisissures (Commission sur la sécurité des produits de consommation, CPSC, 2014). Dans les habitats, la pneumopathie d'hypersensibilité est rare et, la plupart du temps, causée par des humidificateurs contaminés ou les antigènes d'oiseaux de compagnie ou de pigeons (EPA, 2014). La fièvre de l'humidificateur a été corrélée avec une exposition à diverses bactéries, endotoxines et moisissures détectées dans les réservoirs d'humidificateurs, des climatiseurs ou encore des aquariums. Les symptômes se déclarent généralement quelques heures après l'exposition. Cette maladie s'apparente à un rhume et se caractérise par de la fièvre, des maux de tête, des frissons, des douleurs musculaires et une fatigue. Elle disparaît souvent au bout de 24 heures et nécessite rarement l'intervention d'un médecin.

2.2.4 Irritation respiratoire

Un irritant est un composé non corrosif qui provoque une réaction inflammatoire réversible en cas de contact direct avec la peau, les yeux, le nez ou le système respiratoire. Les actions des irritants ne sont pas spécifiques et n'impliquent aucun mécanisme immunologique (Brooks, 2005). Elles détruisent les cellules épithéliales protectrices, d'où une plus grande perméabilité et une inflammation chronique de la muqueuse. Les symptômes découlant d'une réaction irritante sont semblables à ceux de l'allergie et incluent notamment sécheresse oculaire, nez qui coule, toux, enrouement et démangeaisons. Des expositions prolongées à des irritants sont à l'origine de symptômes systémiques et respiratoires exacerbés en réponse à des concentrations faibles d'irritants.

Les particules microbiennes, quelles qu'elles soient, peuvent provoquer une irritation des voies respiratoires de par leur action mécanique sur les muqueuses, mais également du fait de leur composition chimique. Concernant les moisissures, les β-1,3-glucanes (Pasanen, 2001) participent au déclenchement de réactions inflammatoires des muqueuses (activation des macrophages), de même que certains composants organiques volatils irritants (COVM) (Matysik *et al.*, 2008 ; Moularat *et al.*, 2008 ; INSPQ, 2002 ; Kim *et al.*, 2007 ; Vojta *et al.*, 2002).

2.2.5 Infections des voies aériennes

Les infections des voies aériennes associées à une exposition microbienne intérieure peuvent être d'origine bactérienne, virale ou fongique. Elles englobent les infections des voies respiratoires inférieures et supérieures et l'otite moyenne. Les infections des voies respiratoires supérieures incluent les maladies courantes que ce sont le rhume, la pharyngite et la sinusite. Les infections des voies respiratoires inférieures couvrent quant à elles la pneumonie, la bronchite aigüe, l'exacerbation aigüe de la bronchite chronique et l'aspergillose pulmonaire invasive (Fisk *et al.*, 2010).

L'augmentation des infections respiratoires liées à l'exposition à des moisissures pourrait résulter d'une défaillance des défenses immunitaires. Des études menées à la fois *in vitro* et *in vivo* ont ainsi démontré des réponses inflammatoires et immunosuppressives aux spores, métabolites et composés de microorganismes spécifiques identifiés dans des habitats humides. L'activation répétée des réponses immunitaires et les inflammations provoquées par les expositions microbiologiques peuvent contribuer au développement de maladies inflammatoires, tandis que le tissu muqueux enflammé tend à assurer une protection affaiblie contre les infections respiratoires. Le résultat est que nous observons aujourd'hui une hausse du nombre d'infections ou d'infections graves (Fisk *et al.*, 2010).

2.2.5.1 Aspergillose

L'aspergillose pulmonaire invasive se déclare chez les personnes présentant un déficit immunitaire. Il s'agit d'une forme rapidement invasive et souvent mortelle de la pneumonie, causée par les espèces *Aspergillus*. Si le genre pathogène *Aspergillus fumigatus* est la plus courante, il n'est pas rare de rencontrer aussi les espèces *A. niger* et *A. flavus*. L'aspergillome est une infection à *Aspergillus* localisée survenant dans les cavités pulmonaires chroniques. Généralement silencieuse, cette maladie peut toutefois provoquer une toux, une fièvre intermittente, des douleurs thoraciques pleurales locales et une hémoptysie.

2.2.5.2 Légionellose

La bactérie *Legionella spp.* est probablement la forme bactérienne la plus courante associée aux expositions intérieures. Elle est responsable de la « maladie du légionnaire », qui n'est pas contagieuse et ne se transmet pas directement d'une personne à l'autre. Elle s'attrape en inspirant des gouttelettes d'eau contaminée.

Différentes formes de la maladie se distinguent : une forme sévère de la pneumonie (maladie du légionnaire) et une infection moins grave des voies aériennes supérieures (fièvre de Pontiac).
Les symptômes sont similaires à ceux du rhume (fièvre, frissons, toux, douleurs musculaires et maux de tête). Les personnes atteintes de la fièvre de Pontiac se rétablissent généralement en deux à cinq jours, sans traitement. En cas de maladie du légionnaire, en revanche, les patients présentent des diarrhées, des vomissements, une confusion mentale et une forme potentiellement mortelle de la pneumonie. Certaines populations sont plus à risque, comme les personnes de plus de 50 ans, les fumeurs, les gros buveurs, les personnes souffrant de maladies rénales ou respiratoires chroniques ou avec un système immunitaire défaillant (WIV-ISP, 2009 ; HSE, 2013).

La maladie du légionnaire est plutôt rare (2 % des maladies pulmonaires survenant en dehors du milieu hospitalier), mais le taux de mortalité associé est relativement élevé (12 %, https://indoorpol.wiv-isp.be/fr/methodologie/microorganismes/Microorganismes/Bact%C3%A9ries.aspx?PageView).
En Belgique, entre 50 et 100 cas de maladie du légionnaire ont été recensés chaque année entre 1999 et 2010.

2.2.6 Symptômes généraux

La présence d'agents microbiens dans l'environnement intérieur est souvent associée à un spectre de symptômes non spécifiques, incluant : maux de tête, difficultés de concentration, perte de mémoire, irritabilité, douleurs articulaires, troubles gastro-intestinaux et malaise général. Plusieurs études récentes ont mis en corrélation la survenue de différents symptômes avec un environnement intérieur humide et l'exposition à des moisissures et bactéries (Haverinen *et al.*, 2001 ; Pasanen, 2001 ; INSPQ, 2002 ; Bornehag *et al.*, 2004 ; Nevalaines et Seuri, 2005).

2.2.6.1 Endotoxines

L'inhalation d'endotoxines induit une réponse inflammatoire au niveau des poumons, provoquant des effets systémiques (fièvre, malaise et maux de tête, par exemple) à des concentrations élevées. De cette réaction inflammatoire peuvent résulter des effets aigus (respiratoires et systémiques), tels que fièvre, frissons, toux sèche, oppression thoracique, dyspnée, douleurs articulaires et symptômes de la grippe, tous révélateurs du syndrome toxique dû aux poussières organiques (STPO). Des études épidémiologiques et menées sur l'animal suggèrent par ailleurs qu'une exposition chronique à des endotoxines est susceptible de déclencher des symptômes indicateurs d'une bronchite chronique, d'un asthme et d'un affaiblissement de la fonction pulmonaire, majoritairement par inflammation chronique. En cas d'exposition prolongée, un déclin accéléré de la fonction pulmonaire et une augmentation de la réactivité bronchique peuvent se manifester, développant une bronchopneumopathie chronique obstructive *(Conseil de Santé des Pays-Bas, 2010).*

2.*2.6.2 Mycotoxines*

Les spores fongiques et fragments de mycélium contiennent des mycotoxines et d'autres métabolites secondaires (Jarvis *et al.*, 1998). De nombreuses moisissures produisent ainsi plus de 300 mycotoxines, lesquelles peuvent revêtir des effets toxiques (Reboux, 2006), les plus connus étant ceux provoqués par l'ingestion d'aliments contaminés. C'est le cas des aflatoxines, des trichothécènes, etc., responsables de graves problèmes de santé pouvant s'avérer mortels. La toxicité des mycotoxines inhalées reste toutefois controversée. Mais les recherches menées sur les mycotoxines présentes à l'intérieur des bâtiments n'est pas vaine. Dans une récente étude (Blomme *et al.*, 2013), 100 échantillons de matières et 18 échantillons de poussière prélevés dans des immeubles humides ont été analysés. Plusieurs mycotoxines ont été recherchées (trichothécènes, trichodermine, stérigmatocystine, gliotoxine B et satratoxine G et H). Les analyses ont révélé que 66 % des échantillons de matières et 11 % des échantillons de poussière étaient positifs à au moins une des mycotoxines.

Une autre étude a par ailleurs relevé des trichothécènes macrocycliques dans l'air (Brasel *et al.*, 2005) et des stérigmatocystines en présence d'*Aspergillus versicolor* dans de la poussière de tapis (Engelhart *et al.*, 2002). Certaines activités de biosurveillance menées ont également donné des résultats perturbants. Des recherches ont ainsi rapporté la présence de trichothécènes (Brasel *et al.*, 2004 ; Straus, 2009) ou de stachylysine (Van Emmon *et al.*, 2003) dans le sérum de patients fortement exposés à la moisissure *Stachybotrys chartarum*.

Parallèlement, dans une autre étude analysant les échantillons urinaires de 112 patients atteints de fatigue chronique, 104 contenaient au moins une mycotoxine appartenant à la famille des aflatoxines, des ochratoxines et des trichothécènes macrocycliques (Brewer *et al.*, 2013).

2.3 Conclusions et recommandations sur les polluants microbiologiques intérieurs en Belgique

Certaines bases existent dans le domaine des polluants microbiologiques :

- La présence d'animaux, de plantes et d'êtres humains à l'intérieur du bâtiment est une source importante d'allergènes. L'air extérieur est également une source importante de spores fongiques naturels en suspension qui peuvent s'introduire dans les bâtiments et former des dépôts de poussière.
- Des bactéries provenant de l'extérieur et des pollutions spécifiques autour des habitations, produites par l'activité humaine, peuvent s'introduire dans les bâtiments voisins et former des dépôts de poussière.
- Si l'on tient compte de la remise en suspension des poussières, le phénomène d'accumulation des poussières peut être une source importance d'effets nocifs tout au long de l'année.
- L'humidité est fréquente dans les bâtiments et peut avoir diverses origines. Dans nos régions, la formation de moisissures visibles dues à un excès d'humidité est fréquente et souvent considérée comme la principale contamination microbiologique de l'habitat. L'humidité semble également être un facteur important de l'infestation de cafards et acariens.
- En Belgique, il existe des structures publiques locales qui effectuent des interventions sur site. Les résultats peuvent aider les médecins dans leur diagnostic, et des actions coordonnées contribuent à une meilleure compréhension des pathologies grâce à une étiologie environnementale.
- Il n'est pas possible de définir des normes sanitaires sur le nombre admissible de microorganismes dans l'environnement intérieur, mais certaines valeurs seuils sont calculées et utilisées par différents laboratoires. Ces valeurs sont liées à la méthodologie spécifique d'analyse et d'échantillonnage utilisée par chaque laboratoire et permettent de détecter des anomalies microbiologiques dans l'environnement.

Plusieurs points méritent néanmoins d'être développés :

1. **L'efficacité et les effets secondaires potentiels des nouveaux produits :** Avec les changements sociaux (prise de conscience croissante du rôle de l'environnement sur la santé), de nouveaux produits ou concepts font leur apparition sur le marché, profitant d'un vide juridique à l'égard des justifications à apporter sur l'utilité et l'efficacité du produit et surtout l'absence de risques pour la santé.
2. **Stratégies d'échantillonnage harmonisées :** Il n'y a pas de consensus sur la grande variété de stratégies d'échantillonnage. De plus, au cours d'un contrôle microbiologique, les échantillons d'air peuvent fournir des informations utiles, mais ne suffisent pas en soi en raison de l'instabilité de l'air. Ils doivent être consolidés par l'analyse des autres matrices, telles que les dépôts de poussière sur le mobilier et les autres surfaces planes, ou la poussière accumulée dans les tapis, fauteuils et matelas. La variété des performances des échantillonneurs et des procédures d'échantillonnage pour les moisissures et les bactéries viennent s'ajouter à la diversité des méthodes dans les différents niveaux d'analyse, rendant plus complexe encore l'obtention d'un consensus autour d'une uniformisation.
3. **Classification actualisée des agents biologiques** : Dans le décret royal du 4 août 1996, toujours en vigueur, les agents biologiques sont divisés en quatre groupes selon leur risque de transmission de maladies infectieuses. Les risques pour la santé dérivant de germes environnementaux non infectieux sont complètement ignorés. La définition des agents biologiques du groupe 1, définis comme n'étant pas capables de provoquer des maladies, n'est pas envisageable pour les allergies.

4. **Transparence** : Parmi les différentes valeurs seuils relatives aux agents microbiologiques, proposées dans les règlements régionaux, des imprécisions persistent dans la terminologie ainsi que le manque de détails ou l'absence de références sur la méthodologie d'analyse et d'échantillonnage, les rendant inutilisables et les transformant en une source d'erreurs dans l'interprétation des résultats. Ce qui se traduit souvent par des contradictions entre les propositions des recommandations officielles et l'expérience des acteurs de terrain locaux.
5. **Besoin de normes sanitaires et de règlements internationaux** : Il n'existe aucune norme sanitaire sur le nombre admissible de microorganismes présents dans l'environnement intérieur, et il n'existe aucun règlement international sur les concentrations de moisissures dans l'air ou de spores de moisissures. Ce besoin est étroitement lié à l'importance des recommandations sur la conception, la construction et l'entretien (rénovation) de logements sains et de systèmes de ventilation.
6. **Il n'existe aucune valeur seuil pour les concentrations atmosphériques de moisissures ou les spores de moisissure,** mais, dans la pratique, un consensus existe pour caractériser l'exposition microbiologique dans un environnement. L'interprétation des résultats recueillis grâce à un échantillonnage microbiologique ne doit en aucun cas se limiter à l'aspect quantitatif.

Par conséquent, il est recommandé ce qui suit :

1. Il est nécessaire de fixer un **cadre consensuel** concernant les échantillonnages microbiologiques et les interprétations des résultats en termes de **risques pour la santé**.
2. La **législation** sur les contaminants microbiologiques doit être revue et clarifiée, sur la base d'un **consensus méthodologique**.
3. **Des spécifications** devraient être rédigées pour les principaux types de réparation microbiologique, en prenant en compte les dangers associés. Viendra ensuite la mise en place de pratiques tenant compte des aspects sanitaires.
4. Il est nécessaire de mettre sur pied une **cellule de vigilance** au niveau de la Belgique permettant de signaler les aspects sur lesquels il convient de légiférer, tels que, par exemple, dans le cas d'une demande d'autorisation de commercialisation de nouveaux produits ou concepts (probiotiques).

Une attention toute particulière devrait être accordée aux appareils de nettoyage à vapeur qui provoquent de l'humidité dans les matelas, tapis, etc., et contribuent à l'augmentation des acariens. D'autres aspects qui méritent également plus d'attention sont les traitements chimiques pour combattre l'humidité, tels que les traitements des murs contre les remontées d'humidité (technique ou injection dans les murs). Les substances utilisées peuvent nuire à la santé.

3. Radon dans l'air intérieur belge

3.1 Problème

Le radon est un gaz radioactif provenant de la désintégration radioactive du radium contenu dans l'uranium et le thorium, naturellement présent dans le sol, la roche et les matériaux de construction. Les produits de désintégration du radon se caractérisent par des particules alpha et bêta de plomb et de polonium susceptibles d'irradier le système respiratoire en cas d'inhalation. C'est la raison pour laquelle le centre CIRC de l'OMS reconnaît, depuis 1988, le radon comme agent cancérogène (CIRC, 1988). La ventilation des bâtiments amène une concentration intérieure au moins aussi élevée que dans l'air extérieur. Ces valeurs accrues mesurées dans l'air intérieur résultent de l'infiltration et de l'accumulation de radon issu du sol et des matériaux de construction. Dans la partie sud de la Belgique, les concentrations importantes de radon proviennent majoritairement du sol et de son sous-sol rocheux. C'est pourquoi les concentrations intérieures de radon sont généralement plus élevées dans les régions où les formations géologiques remontant avant l'ère Tertiaire sont proches de la surface (Ardenne, parties du Condroz, région entre la Sambre et la Meuse, Massif du Brabant) que dans les régions recouvertes de dépôts épais datant de l'ère Tertiaire et Quaternaire. Le radon émis par les matériaux de construction est important mais constitue une source d'exposition moins variable pour la population. Le radon contenu dans l'eau potable représente, quant à lui, une source mineure. Une relation exposition-effet a été établie entre la concentration intérieure de radon et l'incidence du cancer du poumon. Des efforts doivent par conséquent être consentis pour améliorer la qualité de l'air intérieur (QAI) et réduire l'incidence du cancer du poumon, qui est associé à une mortalité substantielle. Contrairement à d'autres polluants, le radon est d'origine naturelle et non généré par l'homme. Sa présence dans notre environnement peut toutefois être accentuée par l'homme, notamment via les activités de construction des bâtiments privés et publics, ou l'utilisation ou le recyclage des matériaux (cendres volantes, par exemple), qui peuvent contenir de faibles concentrations de matières radioactives. Au niveau local, les efforts requis pour réduire les concentrations intérieures de radon sont simples et relativement peu onéreuses, en particulier pour les nouvelles constructions. À l'échelle nationale, davantage d'efforts s'avèrent nécessaires, non seulement en termes techniques mais également en termes de législation. Ces aspects, couplés avec la récente tendance en faveur de bâtiments plus étanches à l'air, d'où le risque d'un débit de ventilation moindre, font du radon un important polluant de l'air intérieur, qui doit faire l'objet de politiques de santé publique dans le cadre de la qualité de l'air intérieur. Les paragraphes qui suivent dressent le bilan de la connaissance pertinente actuelle sur le radon en Belgique et formulent quelques recommandations quant à la manière dont il conviendrait d'aborder le radon dans les politiques de santé publique. Le sujet est d'importance dans le contexte sanitaire à moyen terme, dans la mesure où seul un fondement politique pourra remédier au problème dans les décennies à venir. Le cadre du présent document se limite à l'exposition résidentielle et dans les bâtiments publics, et ne traite pas l'exposition professionnelle.

3.2 Vue d'ensemble et bilan actuel

3.2.1 Contexte international

Les premiers documents significatifs mentionnant les effets conséquents de l'exposition au radon sur la santé ont été publiés en 1977 et 1982 par le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR, 1977 et 1982), puis en 1984 et 1987 par la Commission internationale de protection radiologique (International Commission on Radiological Protection, ICRP, 1984 et 1987), ainsi que dans le rapport BEIR IV (BEIR, 1988) et la publication du CIRC de 1988 (CICR, 1988). La publication ICRP 60 (ICRP, 1990) de 1990 stipule l'introduction de « niveaux d'action », justifiant une intervention appropriée en cas de dépassement. La commission ICRP recommande par ailleurs des mesures de protection pour les nouveaux bâtiments construits dans des zones à risque de radon.

En 1993, elle consacre l'intégralité de sa publication n° 65 (ICRP, 1993) à la question du radon, proposant de délimiter les *zones à risque de radon*, ainsi que des règles de prévention du radon (dans les nouvelles constructions) et de remédiation (dans les constructions existantes). La commission juge qu'à une dose annuelle de 10 milliSievert (mSv), une intervention est quasiment toujours justifiée. Sur la base d'études épidémiologiques, des coefficients de conversion de dose ont été dérivés, aboutissant à une valeur d'exposition résidentielle de 6,1 nanoSievert (nSv) par Bqh/m³ (Becquerel heure par mètre cube) de concentration équivalente en radon à l'équilibre. C'est ce facteur de conversion de dose qui a été appliqué dans la législation belge et européenne et qui est toujours en vigueur aujourd'hui.

Les Nations Unies ont, quant à elles, adopté dans le rapport 2000 du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR, 2000) un facteur de conversion de dose plus élevé fondé sur la combinaison de calculs de dosimétrie et d'études épidémiologiques. La valeur de conversion de dose de l'UNSCEAR de 9 nSv par Bqh/m³ de concentration équivalente en radon à l'équilibre correspond à 400 Bq/m³, soit 10 mSv par an pour l'exposition résidentielle au radon (7 000 h).

La Commission européenne a publié ses premières recommandations relatives au radon en 1990 (90/143/EURATOM, 1990). Le texte, basé sur les premières publications de la commission ICRP (ICRP, 1987), a établi le niveau d'action pour les bâtiments existants à 400 Bq/m³ et à 200 Bq/m³ pour les nouvelles constructions. Même si la Directive 96/29/Euratom (96/29/EURATOM, 1996) aborde de manière explicite le radon dans les environnements de travail (y compris les bâtiments publics), les mises en œuvre pratiques, traitées dans la publication 88 sur la protection contre les rayonnements (Radiation Protection 88, 1997), concluent que l'exposition professionnelle et l'exposition résidentielle sont clairement liées et devraient faire l'objet d'une approche commune.

La Directive de 2013 relative à l'eau potable (Directive 2013/51/EURATOM du Conseil) établit des valeurs maximales de 100 Bq/l pour l'alimentation publique en eau et de 1 000 Bq/l pour les puits privés.

Au début des années 2000, plusieurs études épidémiologiques combinées ont été conduites et ont permis de constituer de nouvelles bases de données probantes étayant le risque accru que représente le radon dans le cadre des expositions domestiques (Baysson *et al.*, 2004 ; Lubin *et al.*, 2004 ; Darby *et al.*, 2005 ; Krewski *et al.*, 2005). Ainsi, pour la première fois à une telle échelle, les concentrations de radon mesurées dans les habitats individuels (et non pas issues de moyennes de données régionales) ont été utilisées en vue d'examiner la relation dose-réponse potentielle entre l'exposition au radon au niveau individuel et les effets sur la santé (Darby *et al.*, 2005). En conséquence, les organisations internationales ont récemment raffermi leurs positions sur la question du radon dans les milieux intérieurs. La commission ICRP a publié ses nouvelles recommandations en 2007 (ICRP, 2007), proposant de traiter le radon résidentiel comme une situation d'exposition existante et d'appliquer les concepts liés à la source de protection contre les rayonnements (niveaux de référence, optimisation, etc.). L'UNSCEAR a, quant à lui, publié en 2009 un rapport sur les niveaux d'exposition au radon et leurs effets sur la santé, aboutissant à la conclusion que l'exposition au radon accroît le risque sous-jacent de cancer du poumon (UNSCEAR, 2009). Ce constat se vérifie particulièrement pour les fumeurs (ou les anciens fumeurs) depuis qu'il a été établi que la combinaison tabagisme/radon multipliait ce risque. Le manuel de l'OMS sur le radon dans l'air intérieur publié en 2009 s'intéresse à l'exposition d'un point de vue de santé publique et fournit des recommandations ainsi que des pistes de politiques pour limiter les risques sur la santé (OMS, 2009). Il recommande notamment un niveau de référence national de 100 Bq/m³. Si ce niveau ne peut pas être respecté du fait de conditions spécifiques prédominantes dans certains pays, il préconise de ne pas excéder 300 Bq/m³. La commission ICRP a également émis en 2009 un avis recommandant d'utiliser un facteur de conversion de dose quasi double par rapport à la valeur énoncée précédemment dans la Publication 65 (ICRP, 1993) et adoptée par les autorités réglementaires du monde entier.

Cet avis sur le radon apparaît dans la Publication 115 liée au risque de cancer du poumon induit par le radon et ses descendants (ICRP, 2010).

Quant à la Commission européenne, elle a publié, il y a peu, la Directive 2013/59/EURATOM (2014) fixant les normes de base (NB), fondées sur les recommandations générales les plus récentes de l'ICRP dans la Publication 103 (ICRP, 2007). La nouvelle directive relative aux NB intègre notamment la Recommandation de 1990 de la Commission sur la protection de la population contre l'exposition intérieure au radon (90/14/EURATOM, 1990). Elle introduit également le recours à un niveau de référence pour le radon dans les habitats et les environnements de travail, prônant une optimisation de la protection aussi bien au-dessus qu'en dessous de ce niveau (Article 7). Concernant les risques plus élevés (ICRP, 2007 ; ICRP, 2010), la Commission européenne propose d'abaisser la valeur maximale du niveau de référence dans les logements existants à 300 Bq/m³. Les États membres ont également l'obligation d'élaborer un plan d'action national relatif au radon afin de traiter la question de l'exposition au radon dans sa globalité via une approche à la fois intégrée et graduelle. Dans les nouvelles NB, les matériaux de construction sont considérés comme une situation d'exposition existante et doivent être caractérisés à l'aide de l'indice de concentration d'activité pour les rayonnements gamma[3].
Se conformer à cet indice (< 1) devrait également permettre de limiter la contribution dérivée de la concentration de radon dans l'air intérieur à des valeurs inférieures au niveau de référence, sous réserve de conditions de ventilation normales. La directive devra être transposée en législation nationale d'ici février 2018.

3.2.2 Contexte national

En Belgique, les réglementations sur les rayonnements ionisants relèvent de l'autorité fédérale, incarnée par l'agence compétente en la matière, à savoir l'Agence fédérale de Contrôle nucléaire (AFCN). Suite aux recommandations européennes et internationales, un plan d'action national pour la gestion du risque lié au radon a été mis en application en 1995. Au terme de plusieurs études de reconnaissance (Vanmarcke *et al.*, 1988 ; Poffijn *et al.*, 1990) mettant en évidence la présence de zones visées dans le sud du pays et de faibles concentrations de radon dans le nord, une campagne nationale de mesure du radon dans l'air intérieur ciblant des habitats représentatifs uniformément répartis sur le territoire a permis de dresser les premières cartes du radon au niveau national (Zhu *et al.*, 1998 ; Zhu, 2001) et d'établir l'exposition intérieure moyenne de la population belge à environ 50 Bq/m³. Cette campagne initiale a été relayée par des initiatives de mesure communales approfondies menées dans les régions visées, qui ont permis de cartographier plus en détail les zones à risque de radon. L'Arrêté de l'AFCN du 10 août 2011 a catégorisé le territoire belge selon trois niveaux de risque (AFCN, 2011), en fonction du pourcentage d'habitats situés au-dessus du niveau d'action de 400 Bq/m³, qui correspond au niveau de référence recommandé par la Commission européenne à partir duquel des mesures doivent être prises pour réduire les concentrations de radon dans les logements existants (UNSCEAR, 2000). Les relevés de radon (et si nécessaire les actions de remédiation) doivent être effectués dans les environnements de travail et bâtiments publics de la classe radon 2 (le niveau de risque le plus élevé correspondant à une concentration de radon supérieure au niveau d'action de 400 Bq/m³ dans plus de 5 % des habitations étudiées).

[3] L'indice de concentration d'activité pour les rayonnements gamma $I = \frac{C(Ra-226)}{300\ \mathrm{Bq/kg}} + \frac{C(Th-232)}{200\ \mathrm{Bq/kg}} + \frac{C(K-40)}{3000\ \mathrm{Bq/kg}}$

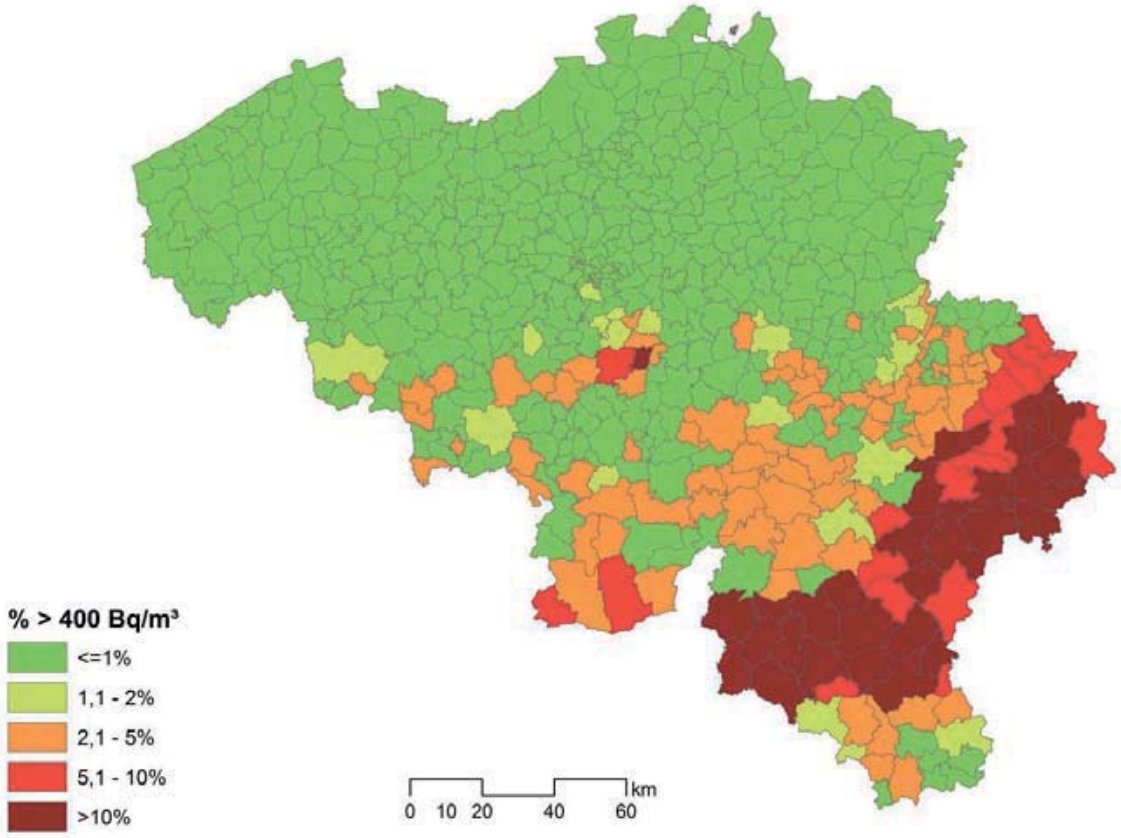

Figure 13. Répartition du risque de radon dans l'air intérieur (exprimé en pourcentage des habitations au-dessus du niveau d'action de 400 Bq/m³) pour l'ensemble des communes belges (situation 2016). Classe radon 0 (< 1 %), classe radon 1 (1,1 à 5 %) et classe radon 2 (> 5 %).

Dans le cadre du plan d'action radon, l'AFCN, en collaboration avec les autorités locales, a initié au cours des dernières années une série de projets visant à sensibiliser la population au radon, en particulier dans les zones à risque de radon de Belgique.
Le principal outil de communication utilisé est un site Web riche en contenu (rattaché au site http://www.fanc.fgov.be/) disponible en français, néerlandais et allemand et renfermant des informations sur les risques pour la santé, la concentration moyenne de radon dans chaque commune, le plan d'action radon déployé en Belgique, le radon dans les environnements de travail, les méthodes de mesure et d'atténuation préconisées et les options de prévention pour les nouvelles constructions. Plusieurs brochures sur le radon ont également été publiées, formulant des conseils pour réduire l'exposition au radon dans les bâtiments existants et prévenir l'infiltration de radon dans les nouvelles constructions.

L'une des caractéristiques importantes du plan d'action radon repose sur la collaboration avec les autorités locales et régionales, compétentes sur diverses questions connexes, telles que la santé préventive, l'élaboration de réglementations, l'éducation et la gestion sur le terrain. Les communes, provinces et entités fédérées (régions et communautés) jouent toutes un rôle spécifique dans la politique de gestion du radon, notamment dans les zones visées.

S'inscrivant dans un effort continu de sensibilisation, des campagnes de mesure et d'information liées au radon sont organisées chaque année (durant la saison hivernale) dans différentes régions afin d'informer le public, les employeurs et les autorités locales, de proposer à la population et aux bâtiments publics des services de mesure et d'encourager et promouvoir les mesures préventives pour les nouvelles constructions.

Sur la base des mesures disponibles concernant les concentrations de radon dans l'air intérieur, il est possible d'estimer l'exposition de la population belge à ce gaz.
Cette estimation peut être influencée par le manque de relevés détaillés et représentatifs dans les appartements situés dans les étages. Toutefois, les données de mesure disponibles nous permettent de déduire que ces types de logements, caractérisés par des débits de ventilation moyens, ne présentent que très rarement des concentrations élevées de radon, ce qui explique pourquoi ils n'ont jamais fait l'objet d'études approfondies. Les mesures de radon dans l'air intérieur prises en compte pour les besoins de la cartographie et de l'estimation de l'exposition intérieure au radon sont purement basées sur des relevés effectués au rez-de-chaussée de maisons unifamiliales. Étant donné que 75 % de la population belge réside dans ce type de logement, il est estimé que ces mesures reflètent de manière satisfaisante l'exposition de la population. Le Tableau 18 illustre les variations statistiques (pondérées en fonction de la population) dans les différentes régions et les zones à risque de radon (ZRR). Le Tableau 18 donne une estimation du nombre de logements (maisons unifamiliales) pour chaque catégorie d'exposition au radon. Du fait que la population concernée par les mesures du radon obéit généralement à une distribution log-normale (typique en Belgique), la moyenne géométrique (et l'écart-type géométrique) est utilisée dans cette estimation.

Tableau 18. Exposition au radon moyenne au sein de la population belge (données de population de 2010). MA : moyenne arithmétique, MED : médiane, MG : moyenne géométrique, ETG : écart-type géométrique. Les valeurs sont exprimées en Bq/m³. ZRR : zones à risque de radon. Le symbole « % » se rapporte au pourcentage de maisons unifamiliales enregistrant une concentration de radon supérieure à la valeur de référence indiquée (en Bq/m³)

	Population	**Habitats**	**MA**	**MED**	**MG**	**ETG**	**% > 100**	**% > 200**	**% > 300**	**% > 400**	**% > 800**
Belgique	10 584 534	3 742 000	57	44	46	1,7	10,0	2,1	0,9	0,6	0,2
Wallonie	3 435 879	1 325 000	84	60	75	1,7	26,0	4,5	2,6	1,6	0,4
Flandre	6 117 440	2 191 000	44	37	36	1,2	3,2	0,1	0,05	0,0	0,0
Bruxelles	1 031 215	226 000	44	37	36	1,2	4,0	0,1	0,1	0,0	0,0
ZRR	376 568	130 000	220	127	137	1,9	43,0	33,0	17,0	13,0	4,3

Dans les zones à risque de radon, près de 43 % des habitats présentent des concentrations intérieures de radon supérieures à 100 Bq/m³ (Tableau 18), ce qui correspond à environ 56 000 logements (Tableau 19). Ces zones concentrent la quasi totalité des taux très élevés de radon (environ 5 600 logements enregistrant des concentrations supérieures à 800 Bq/m³). La grande majorité des habitats associés à des concentrations de radon supérieures à 200 Bq/m³ se trouvent dans le sud du pays.

Tableau 19. Estimation du nombre de logements (maisons unifamiliales) pour chaque catégorie d'exposition au radon (en Bq/m³)

	Habitats	**> 100**	**> 200**	**> 300**	**> 400**	**> 800**
Belgique	3 742 000	360 000	84 000	36 000	21 000	5 600
Wallonie	1 325 000	280 000	79 000	35 000	21 000	5 600
Flandre	2 191 000	70 000	quelques-uns	quelques-uns	0	0
Bruxelles	226 000	9 000	5 000	quelques-uns	0	0
Zones à risque de radon	130 000	56 000	43 000	22 000	17 000	5 500

L'exposition au radon au sein de la population belge est loin d'être homogène, en raison des variations régionales significatives au niveau de la composition du sol et de la roche. Les valeurs les plus importantes se limitent quasi exclusivement aux zones à risque de radon (même si des sites très localisés ont été identifiés dans d'autres régions). On observe aussi que, globalement, la Wallonie est bien plus exposée que les régions flamande et bruxelloise.
Dans ces deux dernières régions, seule une poignée de logements abritent des concentrations de radon supérieures à 200 Bq/m³. Il convient dès lors d'adapter les activités de réduction des niveaux de radon aux différences régionales et situations spécifiques.

Des campagnes de mesure détaillées conduites dans des écoles et bâtiments publics ont révélé les mêmes disparités régionales dans ces types d'immeubles. Dans le cas des écoles, les concentrations élevées de radon coïncidaient souvent avec d'autres problèmes de QAI (taux importants de dioxyde de carbone (CO_2), par exemple). Dans pareille situation les solutions de remédiation envisagées devraient systématiquement cibler une amélioration générale de la QAI.

Concernant la radioactivité des matériaux de construction, un récent projet de recherche (B-NORM) a examiné la situation en Flandre (B-NORM, 2013) et révélé que l'intégralité des 120 matériaux de construction en vrac présentaient des indices d'activité inférieurs à 1, un score qui les classe comme suffisamment sûrs à l'usage en matière de rayonnement gamma. Tous les matériaux de surface (carrelages/dalles) étaient associés à des indices d'activité inférieurs à 6, indiquant une émission de rayonnement gamma qui reste en dessous du niveau de référence de 1 mSv/an.

Pour le radon présent dans l'eau destinée à la consommation humaine, les mesures disponibles de l'AFCN ne font état d'aucune concentration supérieure à 100 Bq/l dans les réseaux de distribution d'eau. Certaines situations spécifiques utilisant de l'eau de puits locaux enregistrent des concentrations pouvant atteindre plusieurs centaines de Bq/l.

En règle générale, outre une augmentation du débit de ventilation, il existe deux catégories majeures de techniques d'atténuation. La première consiste à renforcer l'étanchéité à l'air au niveau de la zone de contact entre le sol et le bâtiment, ou entre le sous-sol (ou le vide sanitaire) et le reste du bâtiment. La pose de dispositifs d'étanchéité des conduites ou l'installation de portes d'accès aux sous-sols étanches à l'air sont des exemples. La seconde catégorie vise à changer la différence de pression entre le sol et le bâtiment. Cet objectif peut être atteint en créant une zone basse pression dans le sous-sol ou le vide sanitaire, par dépressurisation du sol (à l'aide d'un ventilateur) ou en modifiant la pression à l'intérieur des pièces inhabitées via une ventilation mécanique ou des arrivées d'air supplémentaires. Si elles sont réalisées correctement, ces actions peuvent impliquer des coûts énergétiques très limités. Il est important de souligner que l'exposition au radon présent dans l'air intérieur peut significativement croître lorsque la ventilation est mal réglée ou ne fonctionne pas correctement.

Très souvent, dans les bâtiments existants présentant des concentrations très élevées de radon, seules des mesures actives, comme l'installation d'une ventilation dans le sous-plancher ou d'un système d'extraction d'air depuis le sous-sol ou le vide sanitaire, combinées à des mesures passives (étanchéité des voies d'accès) permettront d'atténuer de manière efficace la teneur en radon.

Pour les nouvelles constructions, les techniques de prévention consistent à garantir l'étanchéité à l'air entre le bâtiment et le sol (conduites et canalisations scellées, membrane étanche au radon, portes d'accès aux sous-sols étanches à l'air) et à installer une couche perméable sous la dalle, pouvant être dépressurisée si nécessaire à l'aide d'un ventilateur. La prévention du radon s'avère en général moins onéreuse et plus facile à mettre en œuvre que les mesures d'atténuation.

3.3 Effets sur la santé publique

Les descendants à courte période issus de la désintégration du gaz radon dans l'air peuvent s'infiltrer dans les poumons. Étant donné que l'élimination biologique des produits de désintégration du radon dans les poumons est de plusieurs heures, cela laisse du temps à la désintégration en plomb 210. Ce processus de désintégration produit du polonium 218 et du polonium 214 qui émettent deux particules alpha.
Or, ces particules peuvent endommager les cellules souches du système respiratoire. Des études de cohorte menées sur des mineurs de fond, et des études cas témoin examinant les expositions résidentielles au radon ont en effet mis en évidence des preuves probantes étayant le fait que les descendants du radon peuvent causer un cancer du poumon. Diverses études récentes (Baysson *et al.*, 2004 ; Darby *et al.*, 2005) ont aussi estimé l'augmentation linéaire sans seuil du risque relatif lié à la concentration de radon dans l'air intérieur. Il ressort par ailleurs une concordance satisfaisante entre l'étude européenne combinée examinant des logements résidentiels (Darby *et al.*, 2005) et les études regroupées nord-américaines (Krewski *et al.*, 2005) et chinoises (Lubin *et al.*, 2004). L'étude européenne ayant une meilleure puissance statistique, l'UNSCEAR (2009) et l'ICRP (2010) ont adopté l'estimation corrigée de l'excès de risque relatif de cancer du poumon issue de l'étude européenne combinée, qui s'établit à 0,16 pour 100 Bq/m³. Cela signifie que le radon présent dans l'air intérieur serait responsable d'un peu moins de 10 % de l'ensemble des cancers du poumon en Europe (Baysson *et al.*, 2004), dont une majorité concerne des fumeurs. Selon les conclusions de l'étude combinée (Darby *et al.*, 2005), il semblerait que les effets du radon ne soient pas caractérisés par un seuil. Par conséquent, il convient de s'en tenir au principe ALARA (As Low As is Reasonably Achievable – Niveau le plus faible qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre) et de consentir tous les efforts raisonnables pour limiter l'exposition et les concentrations à un niveau inférieur à 100 Bq/m³.

En Belgique, l'estimation des cancers du poumon induits par le radon peut être déterminée à l'aide de la moyenne estimée de la concentration de radon (Tableau 18). Appliquée aux différentes régions de Belgique et aux zones à risque de radon, cette estimation permet de dresser la répartition du risque estimé de cancer du poumon (CP) et des taux estimés d'incidence annuelle du CP (Tableau 20) dans les différentes parties du pays. Le risque de CP est exprimé pour 1 000 personnes, non fumeuses (NF) et fumeuses (F), en fonction des différents niveaux d'exposition au radon. Le risque de base (sans exposition au radon) utilisé s'élève à 4,1 CP pour 1 000 personnes (NF) et 101 pour 1 000 personnes (F). Le tableau est purement fourni à titre indicatif, compte tenu de la grande part d'incertitude concernant les variations régionales liées aux habitudes tabagiques par le passé.

Tableau 20. Taux estimé d'incidence annuelle du cancer du poumon (CP) en Belgique pour les non-fumeurs (NF) et les fumeurs (F). Le risque de CP au cours de la vie (augmentation de 0,16 % par Bq/m³) est exprimé pour 1 000 personnes. Durée de vie = 70 ans*

	Risque CP NF	**Risque CP F**	**CP NF**	**CP F**	**Total**	**CP dus au radon**
Belgique	4,4	108,4	399	6 558	6 958	477 (27 NF et 450 F) (7 %)
Wallonie	4,5	113,1	135	2 221	2 356	252 (14 NF et 238 F) (11 %)
Flandre	4,3	107,0	228	3 740	3 967	222 (13 NF et 209 F) (6 %)
Bruxelles	4,3	107,0	38	630	669	37 (2 NF et 35 F) (6 %)
Zones à risque de radon	5,0	122,0	16	263	279	48 (3 NF et 45 F) (17 %)
Sans exposition au radon*	4,1	101,0				

** Après l'étude Darby et al., 2005*

Le nombre de cancers du poumon estimés reflète bien les taux d'incidence de CP observés pour les années 2004-2005 (registre belge des cancers) ; le postulat de départ étant fondé sur le risque de base (taux d'incidence de CP sans radon) de Darby *et al.* (2005) et une proportion de fumeurs au sein de la population générale de 40 %. Ce pourcentage relativement élevé semble être justifié compte tenu de l'importance (en termes de risque de CP) des expositions de longue durée et du fait que le pourcentage de tabagisme au sein de la population était supérieur par le passé.

L'estimation des taux d'incidence annuelle de CP montre qu'environ 7 % des CP en Belgique peuvent être attribués au radon. Dans les zones à risque de radon, ce chiffre grimpe à près de 17 %. Pour les fumeurs, le risque de CP en nombres absolus augmente significativement lorsqu'ils sont exposés à des concentrations élevées de radon. Les données révèlent également que, si la concentration moyenne de radon dans les zones à risque diminuait à des niveaux proches de la moyenne géométrique belge (46 Bq/m³), environ 30 cas de CP (11 %) pourraient être évités chaque année dans ces zones. En Wallonie, ce chiffre pourrait atteindre près de 100 CP par an.

Cette estimation illustre l'importance de mettre en place une stratégie générale concernant la politique de gestion du radon. Si l'objectif est d'influer sur le taux d'incidence du CP, les actions envisagées pour diminuer l'exposition à ce gaz ne doivent pas se limiter aux zones à risque de radon, mais également aux zones moins exposées présentant des concentrations moyennes. Ces chiffres reflètent parallèlement la nécessité de prévenir dans les années à venir toute augmentation de l'exposition moyenne au radon dans les zones aujourd'hui faiblement exposées. Il existe plusieurs facteurs de risque susceptibles de contribuer à une augmentation, tels que les changements observés au niveau des techniques de construction et la tendance générale vers des bâtiments basse consommation, qui peuvent impliquer des débits de ventilation plus bas ne permettant plus d'évacuer efficacement les polluants présents dans l'air intérieur, comme le radon. Dans le contexte des constructions basse consommation et des mesures d'économies énergétiques, il faut savoir que la concentration de radon en cas de terme source constant (débit d'expiration) est inversement proportionnelle au débit de ventilation. Par ailleurs, le recours aux nouvelles techniques de chauffage écologique, comme les pompes à chaleur, peut potentiellement accroître la concentration de radon dans l'air intérieur (et influer négativement sur la QAI en général). Par conséquent, une surveillance attentive de ces progrès technologiques est jugée nécessaire.

L'application généralisée des techniques de construction étanches au radon abordées au chapitre 2 est probablement la seule méthode efficace capable de réduire l'exposition globale (et pas uniquement dans les zones à risque de radon).

3.4 Conclusions et recommandations sur le radon pour l'air intérieur en Belgique

1. **Objectif.** Compte tenu du rôle important du radon dans l'exposition de la population belge et le lien clairement établi avec un risque accru de cancer du poumon, l'objectif sur le long terme est de réduire l'exposition moyenne de la population au radon. Dans la partie sud du pays, cet objectif peut être atteint en mettant en œuvre des initiatives de prévention du radon dans les nouvelles constructions et en appliquant des mesures et procédés d'atténuation dans les constructions existantes. Afin d'éviter une nouvelle augmentation de l'exposition au radon, la radioactivité des matériaux de construction doit faire l'objet d'une surveillance, et le radon doit être pris en compte dans la conception de bâtiments basse consommation (avec des taux de ventilation adaptés, en évitant le contact direct entre le sol et l'air, etc.). Pour la partie nord de la Belgique, cela se traduira par le statu quo de la situation actuelle en matière d'exposition. Il convient de noter qu'une réduction de la fumée de tabac entraînerait une diminution du risque présenté par le radon en raison de la relation presque synergique entre le radon et la fumée de tabac.

2. **QAI.** Le radon doit faire partie d'une approche intégrée générale en matière de QAI. Pour ce qui est des mesures de prévention, la garantie d'un environnement intérieur sain dépend largement de l'efficacité et de la pertinence du système de ventilation. L'exposition aux polluants de l'air intérieur (*c.-à-d.* le radon) augmente lorsque la ventilation des bâtiments basse consommation est mal réglée ou ne fonctionne pas correctement.

3. **Niveau de référence.** Dans le cadre des nouvelles normes européennes de base en matière de sécurité, et suivant l'approche générale de la publication 103 de la CIPR pour envisager le radon dans un cadre de protection radiologique, l'utilisation d'un niveau de référence est recommandée, défini comme étant le niveau de dose ou de risque au-dessus duquel on ne peut généralement permettre une exposition.

   En dessous du niveau de référence, la protection devrait être optimisée. 3 mSv/an (soit près de 100 Bq/m³) est l'objectif proposé à long terme, avec un niveau transitoire pour les constructions existantes d'environ 10 mSv par an (soit près de 300 Bq/m³).

4. **Prévention et anticipation pour les nouvelles constructions.** Afin d'atteindre l'objectif de réduction de l'exposition moyenne de la population, la prévention du radon dans les nouvelles constructions doit s'appliquer de manière organisée et contrôlée. Il est recommandé d'établir un code de construction *à tous les niveaux législatifs*, y compris dans le cadre de la prévention contre le radon. Une approche progressive en matière de protection peut être utilisée, selon le niveau de risque de la zone de construction, avec une protection élargie aux zones à risque.

5. **Gestion des risques liés au radon dans les zones à risque.** Des activités de sensibilisation continues doivent être mises sur pied et le public doit avoir la possibilité d'effectuer des mesures du radon et de recevoir des informations sur les mesures correctives. Un système d'aide financière pour les mesures d'atténuation des effets du radon pourrait avoir un effet positif. Les mesures correctives qui ne sont pas conformes aux dernières publications en la matière, parfois proposées par des entreprises commerciales, ne doivent pas être prises en compte étant donné qu'elles peuvent n'avoir aucun impact ou peuvent même aggraver l'exposition au radon des occupants d'un bâtiment.

6. **Transactions immobilières.** Il est conseillé de créer un système d'information sur la concentration en radon d'un bâtiment dans le cas d'une transaction immobilière (vente ou location). Cela permettra au nouveau locataire/propriétaire du bâtiment de prendre les mesures correctives nécessaires (et ainsi de réduire l'exposition au radon des futurs occupants).

7. **Base de données sur le radon.** Il est recommandé d'établir une base de données centralisée pour recueillir toutes les informations relatives aux mesures de radon. Cela permet une mise à jour régulière de la cartographie des risques liés au radon et la conception d'un instrument permettant de mesurer et évaluer l'impact et l'efficacité du programme sur le radon sur le long terme.

8. **Matériaux de construction et eau**. Il est recommandé d'établir un système pour évaluer la tendance et l'évolution du radon provenant des matériaux de construction ou de l'eau potable pour être en mesure de définir des mesures d'optimisation selon le principe ALARA.

IV. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'air ambiant serait responsable des 2/3 de la charge de morbidité totale découlant des expositions à l'air intérieur en Europe (Jantunen et al., 2011). Le 1/3 restant de la charge de morbidité liée aux expositions à l'air intérieur est causé par les installations de chauffage et de combustion (cuisson et chauffage à l'aide de combustibles solides), les systèmes d'approvisionnement en eau, et les fuites d'eau. La condensation et le sol sous-jacent sont deux autres sources importantes de radon dans la charge de morbidité liée à la QAI.

Pour atteindre une bonne QAI dans les bâtiments, une **approche globale et intégrée en matière de QAI** devrait être appliquée et consister en une série de mesures de contrôle des sources des polluants chimiques et microbiologiques, de prévention contre le radon ainsi que d'une ventilation intérieure efficace et adaptée et des stratégies visant à modifier le comportement des occupants. L'expérience a montré que l'exposition aux polluants intérieurs (chimiques, microbiologiques et radon) tend à augmenter lorsque la ventilation du bâtiment est mal réglée ou ne fonctionne pas correctement. Il est, par conséquent, recommandé d'intégrer la QAI dans les exigences et les procédures en matière d'efficacité énergétique et de ventilation de la directive européenne sur la performance énergétique des bâtiments (PEB) ; il est, de plus, nécessaire d'avoir une intégration plus poussée de la QAI dans les systèmes d'évaluation des bâtiments écologiques (BREEAM, LEED, etc.). Des données récentes ont souligné l'importance d'une QAI saine dans les bâtiments écologiques, après avoir réalisé des rénovations énergétiques, lors de l'utilisation de produits (durables) de construction, ou en modifiant l'isolation ou la ventilation mécanique du bâtiment.

Les mélanges complexes de substances chimiques dans l'air intérieur découlent de différences quantitatives et qualitatives notables entre les émissions provenant de sources de pollution intérieure et leurs effets potentiels sur la santé. Une analyse plus approfondie concernant la formation d'une réaction secondaire et les effets cumulatifs qui découlent d'expositions combinées à diverses substances (par ex., un regroupement de substances provoquant des effets semblables/identiques) est nécessaire pour mieux comprendre la question de la santé et du confort des occupants en intérieur. Une attention toute particulière devrait être accordée aux substances présentant un mécanisme d'action différent, mais complémentaire entraînant certains effets sur la santé, telles que les agents mutagènes déclencheurs du cancer et les agents exerçant des effets de formation des tumeurs. Dans le cas des polluants chimiques, l'utilisation de **produits à faibles émissions** devrait être renforcée. De plus, une mise au point régulière des **listes des composés prioritaires** des nouveaux produits chimiques, identifiés lors des mesures d'émission, est recommandée. Par exemple, la liste prioritaire en Belgique ne comprend pas certains composés tels que les retardateurs de flamme ou les phtalates (COSV, soupçonnés d'être des perturbateurs endocriniens) et pour certaines substances de la liste des composés prioritaires (par ex., l'ammoniac), il est urgent de mettre au point/optimiser une méthode d'essai de référence. Il est nécessaire de tenir compte de **la composition chimique de l'air intérieur** dans la caractérisation chimique de l'air intérieur et le contrôle des émissions. Davantage de recherches sont donc nécessaires sur la manière dont un matériau/produit est évalué actuellement dans le cadre de l'étiquetage/la certification par rapport à son comportement dans un environnement intérieur réel où des émissions secondaires viennent s'ajouter aux émissions primaires. **De nouveaux dispositifs d'échantillonnage, méthodes et techniques d'analyse** adaptés au prélèvement en intérieur de nouveaux polluants doivent être mis au point et/ou optimisés.

Il faut procéder à une **harmonisation des stratégies d'échantillonnage, des méthodes d'analyse et des stratégies de traitement des données**. Pour les polluants chimiques et microbiologiques, il a été conclu qu'un cadre consensuel devait être fixé, lequel envisagerait la très grande variété de stratégies d'échantillonnage, de méthodes d'analyse, d'instruments, et d'outils d'évaluation des données en termes de risques pour la santé, d'exactitude et de représentativité. La législation sur les contaminants microbiologiques doit être revue et clarifiée, sur la base d'un consensus méthodologique. Il est nécessaire de mettre sur pied un groupe de travail dédié à la QAI au niveau national, qui conduirait à l'identification des aspects devant être encadrés.

L'harmonisation des stratégies pour les outils de répartition des sources, dans le cadre des évaluations QAI dans les milieux intérieurs ayant fait l'objet de plaintes relatives à la santé (répartition des sources) ou non, permettra une anticipation plus ciblée des sources et de la santé des occupants. Les données nationales sur la QAI sont comparables et applicables à plus grande échelle lorsqu'elles se basent sur des stratégies et des méthodes d'analyse et d'échantillonnage (de référence) harmonisées. Cette harmonisation améliorera la validité et l'utilisation d'une base de données de référence sur la QAI et les sources intérieures.

Compte tenu des expositions relativement élevées au radon de la population belge, et le lien bien établi avec l'incidence du cancer du poumon, **une réduction de l'exposition** est l'objectif sur le long terme pour le radon. Dans la partie sud du pays, cet objectif peut être atteint en mettant en œuvre des initiatives de prévention du radon dans les nouvelles constructions et en appliquant des mesures et procédés d'atténuation dans les constructions existantes. Afin d'éviter une nouvelle augmentation de l'exposition au radon, la radioactivité des matériaux de construction doit faire l'objet d'une surveillance, et le radon doit être pris en compte dans la conception de bâtiments basse consommation (avec des taux de ventilation adaptés, en évitant le contact direct entre le sol et l'air, etc.). Pour la partie nord de la Belgique, cela se traduira par le statu quo des niveaux actuels d'exposition.

Il est recommandé d'établir une **base de données de référence à grande échelle sur la QAI en Belgique**, représentative des milieux et des sources intérieures en Belgique, et adaptée à l'exploration des données. Cette base de données devrait donc comprendre divers milieux intérieurs ; des (futurs) composés prioritaires (produits chimiques, radon et contaminants microbiologiques) ainsi que des données d'émission de tout type de produit utilisé dans un environnement intérieur. La base de données permettra une évaluation des tendances d'exposition au fil du temps, et fournira des données pour évaluer les **mesures (politiques) de prévention et de réduction de l'exposition** dans l'air intérieur et pour une étude préliminaire des **coûts socio-économiques** de la qualité de l'air intérieur, afin d'obtenir un calcul plus précis des années de vie ajustées sur l'incapacité (AVCI). Pour le radon, cela permettrait une mise à jour régulière de la cartographie des risques liés au radon et la conception d'un instrument permettant de mesurer et évaluer l'impact et l'efficacité du programme sur le radon sur le long terme. Pour les autres produits chimiques, davantage de données sur les niveaux de base des polluants intérieurs devenus récemment prioritaires (par ex., à partir des données d'émission du produit), ou les nouveaux polluants, conduiront à une évaluation plus précise des risques pour la santé et à la définition d'actions de prévention adaptées. À des fins de prévention, l'établissement d'un **suivi à long terme de la QAI dans un parc de logements représentatif** contribuera à quantifier l'impact des tendances de construction et du comportement des occupants sur la QAI et permettra de rassembler les outils appropriés en matière de gestion des données.

Une **validation et une communication approfondies par rapport aux mesures de réparation** sont nécessaires tant pour les contaminants chimiques que microbiologiques. Dans le cas des mesures de réparation contre les contaminants microbiologiques, des spécifications devraient être rédigées en tenant compte des risques associés des divers types de réparation. Pour la prévention contre le radon, il est recommandé d'établir un code de construction à tous les niveaux législatifs. Une approche progressive est recommandée en matière de protection des occupants, selon le niveau de risque de la zone de construction, avec une protection accrue dans les zones à risque. Un système qui fournit une aide financière pour les mesures d'atténuation des effets du radon pourrait avoir un effet positif. De même, pour l'exposition intérieure aux agents chimiques, il faut une communication claire au sujet de l'efficacité des diverses mesures de réparation.

Une harmonisation s'impose dans **l'évaluation des concentrations recherchées** pour les polluants intérieurs chimiques et microbiologiques préoccupants. Pour les concentrations de moisissures dans l'air ou les spores de moisissure, des valeurs seuils font défaut.

Au moment d'évaluer les expositions intérieures aux produits chimiques, il faut en outre envisager une gamme plus large de composés émis, qui aille au-delà des émissions des produits de construction et qui dépasse le champ de compétences de l'OMS. Par ailleurs, une liste complète et harmonisée des valeurs de référence sanitaires, notamment les nouveaux polluants, permettra une évaluation plus précise de l'impact de la QAI sur la santé. Actuellement, ce travail consiste en un « patchwork » de VR avec divers facteurs d'évaluation.

V. REFERENCES

Chemical indoor air priority pollutants in Belgium

AFSETT - Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail. Procédure de qualification des émissions de composés organiques volatils par les matériaux de construction et produits de décoration. Rapport d'expertise collective, France: French Agency for Environmental and Occupational Health Safety 2009.

AgBB - Ausschuss zur gesundeheitlichen Bewertung von Bauprodukten. Evaluation procedure for VOC emissions from building products. Part 3: LCI values, Germany: Committee for Health-related Evaluation of Building Products 2012.

Air fresheners 2006-2008 Influence on IAQ (report 2006/MIM/R/032), Exposure and risk assessment (report 2008/IMS/R/222), Recommendation for the regulation of sustainable air fresheners (2008/MIM/R/063).

Ambient air quality. Standard gravimetric measurement method for the determination of the PM2,5 mass fraction of suspended particulate matter. 2005.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for methyl tert-butyl ether. ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 1996.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for 1,4-dichlorobenzene. ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 2006.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for ethylbenzene. ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 2010a.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for styrene. ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 2010b.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for benzene, ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 2007a.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta US. Toxicological profile for xylene. ATSDR, Department of Health and Human Services, Public Health Service 2007b.

Belgian strategic plan Air 2009-2012. Belgian strategic product plan 2009-2012. Available from: URL:<http://www.health.belgium.be/internet2Prd/groups/public/@public/@mixednews/documents/ie2law/19059047.pdf>

BIBA - Binnenlucht in Basisscholen – Indoor air in Primary schools. The indoor air quality in school environments, an assessment of the influences of ambient air, ventilation and interior design. BIBA, 2009. Available from: URL:<http://wwwb.vito.be/flies>

Billionneta C, Gay E, Kirchner S, Leynaert B, Annesi-Maesano I. Quantitative assessments of indoor air pollution and respiratory health in a population-based sample of French dwellings. Environmental Research 2011;111:425-34.

Bladt S, Lenelle Y, Bouland C, Chasseur C. Index of Indoor Air Chemical Pollution in Brussels Habitat. Forum geographic 2010;9:93-6.

Bluyssen P, De Richemont S, Crump D, Maupetit F, Witterseh T, Gajdo P. Actions to reduce the impact of construction products on indoor air : outcomes of the European project Healthy Air. Indoor Built Environ 2010;19:327-39.

Bluyssen P. Indoor sources and health effects. 2010. Available from: URL:<http://www.health.eutrio.be>

Bruxelles Environnement. Polluants Intérieurs. Comments les limiter ? Available from: URL:<http://www.health.belgium.be/internet2Prd/groups/public/@public/@dg5/documents/ie2divers/18076922.pd >

BS – Belgisch Staatsblad. Besluit van de Vlaamse Regering houdende maatregelen tot bestrijding van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu. BS van 19 oktober 2004, blz. 72552-60.

Buekers J, Torfs R, Deutsch F, Lefebvre W, Bossuyt M. Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij 2012.

Carlstedt F, Jönsson B, Bornehag C. PVC flooring is related to human uptake of phthalates in infants. Indoor Air 2013;23:32-9.

CEN - European Committee for Standardization. Construction products: Assessment of release of dangerous substances. Available from: URL:<http://www.nen.nl/Normontwikkeling/Doe-mee/Normcommissiesennieuwetrajecten/Normcommissies-Bouw/CENTC-351.htm>

Clean Air, Low Energy – Schone Lucht, Lage Energie. Exploratory research on the quality of the indoor environment in energy efficient buildings: the influence of outdoor environment and ventilation. 2012.

Crump DR, Dengel A, Swainson M. Indoor air quality in highly energy efficient homes - a review, United Kingdom, NHBC Foundation 2009.

Dahlgren G, Whitehead M. Policies and strategies to promote social equity in health. Stockholm, Sweden, Institute for Future Studies 1991.

Danish Society of Indoor Climate. Standard Test Method for the Determination of Particle Emission from Building Products, 1997.

Daümling C. Product evaluation for the control of chemical emissions to indoor air – 10 years of experience with the AgBB scheme in Germany. Clean-Soil, Air, Water 2012;40:779-89.

De Brouwere K, Cornelis C, Arvanitis A, Brown T, Crump D, Harrison P et al. Application of the maximum cumulative ratio (MCR) as a screening tool for the evaluation of mixtures in residential indoor air. Science of the Total Environment 2014;1:;479-80.

De Brouwere K, Goelen E, Spruyt M, Torfs R. Ranking indoor air health problems using health impact assessment. 2007.

de Hollander AE, Melse JM, Lebret E, Kramers PG. An Aggregate Public Health Indicator to Represent the Impact of Multiple Environmental Exposures. Epidemiology 1999;10:606-17.

EC – European Commission. The index Project. Final Report, 2005.

ECA – European Collaborative Action. Harmonisation framework for health based evaluation of building products indoor emissions in Europe. ECA Urban air, indoor environment and human exposure. Report n° 29, 2013.

ECA – European Collaborative Action. Harmonisation framework for indoor products labelling schemes in the EU. Urban Air, Indoor environment an Human Exposure. Report n° 27, 2012.

ECA – European Collaborative Action. Impact of Ozone-initiated Terpene Chemistry on Indoor Air Quality and Human Health. Urban Air, Indoor environment an Human Exposure. Report n° 26, 2007.

ECA – European Collaborative Action. Total Volatile Organic Compounds (TVOC) in Indoor Air Quality Investigations. Indoor Air Quality and its impact on Man. Report n° 19, 1997.

EnVIE – Co-ordination Action on Indoor Air Quality and Health Effects. Publishable final activity report. 2009.

EPHECT - Emissions, Exposure Patterns and Health Effects of Consumer Products in the EU. Available from : URL:<https://esites.vito.be/sites/ephect/Pages/home.aspx>

European Centre for Environment and Health Event. The Products policy and Indoor Air Quality. 2010.

Federale Openbare Dienst Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu. Wet van 21 december 1998. Wet betreffende de productnormen ter bevordering van duurzame productie- en consumptiepatronen en ter bescherming van het leefmilieu en de volksgezondheid.

FLIES - Flanders Indoor Exposure Survey. The influence of contaminants in ambient air on the indoor air quality and children's exposure. Available from: http://www.vito.be/flies

Floor coverings. Bepalen van criteria inzake kamerbrede vloerbedekkingsproducten in kinderdagverblijven op basis van risico analyse mbt gezondheidsimpact op kinderen. Report 2010.

FOD Leefmilieu – Federale Openbare Dienst Leefmilieu. Lente van het Leefmilieu. 2009.
Geiss O, Giannopoulos G, Tirendi S, Barrero-Moreno J, Larsen B, Kotzias, D. The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data. Atmospheric Environment 2001;45:3676-84.

Glorieux, I, Coppens K, Koelet S, Moens M, Vandeweyer,J. Vlaanderen in uren en minuten. De tijdsbesteding van de Vlamingen in 480 tabellen. VUB Press, Brussel, 2002.

Goelen E, Geuzens P, Maes F, Provoost J, Torfs R, Verschaeve L et al. Uitwerken van een Vlaams beleid rond binnenhuismilieu, eindrapport. 2003.

Goelen E, Geuzens P, Maes F, Provoost J, Torfs R, Verschaeve L. Uitwerken van een Vlaams beleid rond binnenhuismilieu Eindrapport. 2003 Available from: URL:<http://wwwb.vito.be/flies

Greenguard Certification Program for Chemical and Particle Emissions for Electronic Equipment. 2013.

Gustafsson, H. Building materials identified as major emission sources for indoor air pollutants. A critical review of case studies. Swedish Council for Building research, 1992.

Hanninen O, Knol A. European Perspectives on Environmental Burden of Disease Estimates for Nine Stressors in Six European Countries. National Institute for Health and Welfare. Final Report 2011.

Harrison P, Crump D, Kephalopoulos S, Yu C, Däumling C, Rousselle C. Harmonised Regulation and Labelling of Product Emissions - A New Initiative by the European Commission. Indoor and Built Environment 2011;20:581-3.

Health based evaluation of indoor products emissions in EU. DG Sanco Experts Group on Indoor Air Quality meeting. 2011.

HealthyAir. State-of-the-art draft. 2007.

HEMICPD - Horizontal evaluation method for the implementation of the construction products directive in Belgium. Final report 2010. Available from: URL:<http://www.wtcb.be/go/hemicpd>

HESE project - Health Effects of Schools Environments. 2002-2005.

Horizontal evaluation method for the implementation of the Construction Products Directive (HEMICPD).
Available from: URL:<http://www.belspo.be/belspo/fedra/proj.asp?l=en&COD=P2/05>

INDEX report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU. WHO guidelines for indoor air quality selected pollutants. 2005.

Indoor Air Monit. Harmonised criteria for monitoring requirements in EU related to the INDEX high priority list of chemicals.

Indoor Air Quality and its Effects on Health: A Presentation of the guidelines for Health-Based Ventilation in Europe. HealtVent Project. 2013.

INFLAME project. Indoor Contamination with Flame Retardant Chemicals: Causes and Impacts. Available from: URL:< http://www.birmingham.ac.uk/research/activity/inflame/index.aspx>

Investing for a greener future. EU green week 2016. Available from: URL:<http://ec.europa.eu/environment/greenweek/>

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air – Part 35: Measurement of polybrominated diphenylether, hexabromocyclododecane and hexabromobenzene. 2013.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 26: Sampling strategy for carbon dioxide (CO2). 2012.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 1: General aspects of sampling strategy. 2004.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 15: Sampling strategy for nitrogen dioxide (NO2). 2008.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 2: Sampling strategy for formaldehyde. 2001.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 4: Determination of formaldehyde -- Diffusive sampling method. 2004.

ISO - International Organization for Standardization. Indoor air -- Part 5: Sampling strategy for volatile organic compounds (VOCs). 2007.

Jantunen M, Oliveira F, Carrer P, Kephalopoulos S. Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ). European Commission Directorate General for Health and Consumers. 2011.

Jantunen M, Oliveira Fernandes E, Carrer P, Kephalopoulos S. IAIAQ - Indoor air risks and impacts of alternative policy interventions in the EU countries. The IAIAQ study. Indoor air 2010.

Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen A. The impact of emissions from structures on indoor air concentrations in newly finished buildings – predicted and on-site measured levels - Indoor and Built Environment 2008;17:313-23.

Jungsoo K, De Dear R, Cândido C, Zhang H, Arens E. Gender differences in office occupant perception of indoor environmental quality (IEQ). Building and Environnement 2013;70:245-56.

Kephalopoulos S, Kotzias D. Status of harmonisation of indoor air monitoring and the health based evaluation of indoor products emissions in EU. DG Sanco Experts Group on Indoor Air Quality meeting. 14 June 2011. Luxemburg.

Kingdom of Belgium. Royal Decree establishing threshold levels for the emissions to the indoor environment from construction products for certain intended uses. Available from: URL:<http://ec.europa.eu/enterprise/tris/pisa/app/search/index.cfm?fuseaction=pisa_notif_overview&iYear=2012&inum=568&lang=EN&sNLang=EN&CFID=4782229&CFTOKEN=ff208a525964ec3-FAB7924D-AFC0-00F7-5FC1E4618287C26A>

Kousa A, Oglesby L, Koistinen K, Künzli N, Jantunen M. Exposure chain of urban air PM2.5—associations between ambient fixed site, residential outdoor, indoor, workplace and personal exposures in four European cities in the EXPOLIS-study. Atmospheric Environment 2002;36:3031-39.

Kuske M. Presentation of a local indoor air service in Belgium – few cases and results of interventions. Indoor air 2008.

Lai HK, Jantunen MJ, Künzli N, Kulinskaya E, Colvile R, Nieuwenhuijsen MJ. Determinants of indoor benzene in Europe. Atmospheric Environment 2007;41:9128-35.

Lazarov B, Swinnen R, Spruyt M, Goelen E, Stranger M, Desmet G. Optimisation steps of an innovative air sampling method for semi volatile organic compounds. Atmos Environ 2013;79:780-6.

Levin H. National Programs to Assess IEQ Effects of Building Materials and Products, prepared for US EPA. 2010.

Levin H. The big indoor emissions threat–secondary emissions.World Sustainable Buildings Conference. 2008.

Limits in the EU. 2005.

Lor M, Graindorge F, Piens M, Wolfs L, Remontet P. Highlights of the changing legislation and developments in the field of IAQ and construction material emissions and its VOC challenges for (architectural) coatings. Conference Emission and odours from materials, Brussels. 2012.

Lor M, Vause K, Dinne K, Goelen E, Maes F, Romain AC et al. Horizontal Evaluation Method for the Implementation of the Construction Products Directive. State of art report. 2010.

Maes F, Wolkoff P, Norgaard A, Barrero-Moreno J. Report on the chemical characterization of health relevant secondary reaction products incl. SOAs. 2014.

Meek ME, Boobis AR, Crofton KM, Heinemeyer G, Van Raaij M, Vickers C. Risk assessment of combined exposure to multiple substances: a WHO/IPCS framework, Regul Toxicol Pharm 2011;60:S1-S14.

Mendell MJ, Cozen M, Lei-Gomez Q, Brightman HS, Erdmann CA, Girman JR et al. Indicators of moisture and ventilation system contamination in U.S. office buildings as risk factors for respiratory and mucous membrane symptoms: analyses of the EPA BASE data. J Occup Environ Hyg 2006;3:225-33.

Mendell MJ, Mirer A, Cheung K, Tong M, Douwes J. Respiratory and allergic health effects of dampness, mold, and dampness-related agents: a review of the epidemiologic evidence. Environ Health Perspect 2011;119:748-56.

Method for measuring chemical emissions from various sources using dynamic environmental chambers. Greenguard 2008.

Method for the evaluation of chemical emissions from flooring using environmental chambers, Greenguard 2007.

Mølhave L. Organic compounds as indicators of air pollution. Indoor Air 2003;13:12-9.

Murray CJ, Lopez AD. On the comparable quantification of health risks: lessons from the global burden of disease study. Epidemiology 1990;10:594-605.

Murray CJ, Lopez AD. The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020.

Nicolas M, Ramalho O, Maupetit F. Reactions between ozone and building products: Impact on primary and secondary emissions, Atmospheric Environment 2007;41:3128-38.

OEHHA – Office of Environmental Health Hazard Assessment. Appendix D.3: Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment Guidelines. 1999.

OEHHA – Office of Environmental Health Hazard Assessment. Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. 1999.

Ongoing VIS traject “DO-IT Houtbouw”. 2012-2016. Available from: URL:<http://www.do-ithoutbouw.be/>

Ontario Air Standards For Trimethylbenzenes: 1,2,3-Trimethylbenzene 1,2,4-Trimethylbenzene 1,3,5-Trimethylbenzene. Ontario Ministry of the Environment 2007.

Ontwikkeling van een referentiekader voor duurzame woningen. Available from: URL:<http://www.wtcb.be/homepage/index.cfm?cat=bbri&sub=rd&pag=projects&art=sustainable_housing&niv01=intro>

Outcome of the EU Workshop on: Harmonisation of the health based evaluation of emissions from building products in the EU using the LCI-concept. 2010. Available from: URL:< http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/outcome-workshop-emissions-building-materials

Prüss-Ustün A, Corvalán C. 2006. Preventing disease through healthy environments –Towards an estimate of the environmental burden of disease. World Health Organization, Geneva. 2006. Available from: URL:<http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf>

Rationale, principles and implications. Brussels 2013.

Saarela K, Tirkkonen T, Laine-Ylijoki J, Jurvelin J, Nieuwenhuijsen MJ, Jantunen M. Exposure of population and micro-environmental distributions of volatile organic compound concentrations in the EXPOLIS study. Atmospheric Environment 2003;37:39-40.

Salthammer T, Uhde E. Organic Indoor Air Pollutants; occurrence, measurement, evaluation. Wiley-Vch 2011.

Sarigiannis D, Karakitsios S, Gotti AD, Liakos I, Katsoyiannis A. Exposure to major volative organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risks. Environmental International 2011;37:743-65.

Schram-Bijkerk D, van Kempen E, Knol A. The burden of disease related to indoor air in the Netherlands: do different methods lead to different results? Occup Environ Med 2013;70:126-32.

Stranger M, Potgieter-Vermaak SS, Van Grieken R. Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp. Indoor Air 2008;18:454–63.

Stranger M, Potgieter-Vermaak SS, Van Grieken R. Comparative overview of indoor air quality in Antwerp.Environment International 2007;33:789-97.

Stranger M, Potgieter-Vermaak SS, Van Grieken R. Particulate matter and gaseous pollutants in residences in Antwerp. Science of The Total Environment 2009;407;1182-92.

Swaans M, Spruyt R, Bormans L, Verbeke D, Poelmans E, Goelen F et al. Onderzoek naar de gezondheidskwaliteit van Vlaamse woningen. Eindverslag. Studie uitgevoerd in opdracht van Toezicht Volksgezondheid. 2008.

Swaans W. Investigation on the health quality of homes in Flanders. 2011.

Tham K. Priorities for ISIAQ in addressing climate change and sustainability challenges. Editorial Indoor Air 2013;23:1-3.

The European environment and health action plan 2004-2010. COM 2004;1:729.

The INDEX project. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure.

Torfs. Exposure and risk assessment of air fresheners. 2008.

Uhde E, Salthammer T. Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality – a review of recent advances in indoor chemistry. Atmospheric Environment 2007;41:3111-28.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Integrated Risk Information System (IRIS) summary acetaldehyde. US-EPA, Washington DC. 1991.
US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review naphthalene - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC. 1998.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review cyclohexane - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC. 2003a.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review xylenes - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC. 2003b.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review n-hexane - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC. 2005a.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review toluene- in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC.2005b.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review trichloroethylene - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC. 2011.

US-EPA - United States Environmental Protection Agency. Toxicological Review tetrachloroethylene (perchloroethylene) - in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS), Washington DC.2012.

Ventilation and indoor air quality in new homes. California Environmental Protection Agency – Air Resources Board. 2009.

VITO – Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek. Q-INTAIR: modellering van binnenluchtkwaliteit op basis van bouwmaterialen- emissies, gebouwluchtdichtheid en ventilatie van woningen. VITO study 2009.

Weschler CJ. Chemical reactions among indoor pollutants: what we've learned in the new millennium. Indoor air 2004;14:184-94.

WHO – World Health Organization. Air quality guidelines for Europe. WHO. Regional Office for Europe Copenhagen. 2000.

WHO – World Health Organization. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update; 2005.

WHO – World Health Organization. Guidelines for indoor air quality – selected substances. WHO; 2010.

Wolkoff P, Nielsen GD. Organic compounds in indoor air - their relevance for perceived indoor air quality? Atmospheric Environment 2001;35:4407-17.

Wolkoff P. Wilkins C, Clausen PA, Nielsen GD. Organic compounds in office environments – sensory irritation, odor, measurements and the role of reactive chemistry. Indoor Air 2006;16:7-19.

Yu CW, Kim JT. Building environmental assessment schemes for rating of IAQ in sustainable buildings. Indoor and Built Environment 2011;20:5-15.

Indoor microbiological pollutants in Belgium

Administration de l'Aménagement du Territoire et du Logement. Normes de qualité des logements. Direction du Logement, 2013.

Ahlbom A, Backman A, Bakke J, Foucard T, Halken S, Kjellman NI et al. NORDPET. Pets indoors - A risk factor for or protection against sensitisation/allergy. A Nordic interdisciplinary review of the scientific literature concerning the relationship between the exposure to pets at home, sensitization and the development of allergy. Indoor Air 1998, 8:219-35.

Air Allergy – Belgian Aerobiological Surveillance Network. Available from: URL:<http://www.airallergy.be>

Albrecht A, Fisher G, Brunnemann-Stubbe G, Jäckel U, Kämpfer P. Recommendations for study design and sampling strategies for airborne microorganisms, MVOC and odours in the surrounding of composting facilities. Int J Hyg Environ Health 2008;211: 121-31.

Alvarez AJ, Buttner MP, Stetzenbach LD. PCR for bioaerosol monitoring: sensitivity and environmental interference. Appl Environ Microbiol 1995;61:3639-44.

American Lung Association. Bacteria and Viruses. Healthy Air. Available from: URL:<http://www.lung.org/healthy-air/home/resources/bacteria-and-viruses.html>

Analysis of Fungal Flora in Indoor Dust by Ribosomal DNA Sequence Analysis, Quantitative PCR, and Culture. Environmental Microbiology 2008;74:233–44.

Andersson M, Downs S, Mitakatis T, Leuppi J, Marks G. Natural exposure to Alternaria spores induces allergic rhinitis symptoms in sensitized children. Pediatr Allergy Immunol 2003;14:100-05.

APW – Association des Provinces Wallonnes. Les Services provinciaux d'analyse des milieux intérieurs. URL:< http://www.apw.be/index.php?page=sante-environnementale>

Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles. Capitale déterminant les exigences élémentaires en matière de sécurité, de salubrité et d'équipement des logements. Capitale du 04 septembre 2003.

Arshad SH. Does exposure to indoor allergens contribute to the development of asthma and allergy? Curr Allergy Asthma Rep 2010;10:49-55.

Axelsson IG, Johansson SG, Zetterstrom O. Occupational allergy to weeping fig in plant keepers. Allergy 1987;42:161-7.

Beffa T, Blanc M, Lyon PF, Vogt G, Marchiani M, Fischer JL et al. Isolation of Thermus strains from hot compost (60 to 80°C). Applied and Environmental Microbiology 1996: 1723-27.

Beguin H, Nolard N. Mould biodiversity in homes I. Air and surface analysis of 130 dwellings. Aerobiologia 1994;10:157-66.

Besluit van de Vlaamse Regering houdende maatregelen tot bestrijden van de gezondheidsrisico's door verontreiniging van het binnenmilieu. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 11 juni 2004.

Bircher AJ, Langauer S, Levy F, Wahl R. The allergen of Ficus benjamina in house dust. Clin Exp Allergy 1995;25:228-33.

Black PN, Udy AA, Brodie SM. Sensitivity to fungal allergens is a risk factor for life-threatening asthma. Allergy 2000;55:501-04.

Blomme K, Tomassen P, Lapeere H, Huvenne W, Bonny M, Acke F et al. Sensitisation to airborne moulds and severity of asthma: cross sectional study from European Community respiratory health survey. Int Arch Allergy Immunol 2013;160:200–07.

Bornehag CG, Sundell J, Sigsgaard T. Dampness in buildings and health: Report from an ongoing epidemiological investigation on the association between indoor environmental factors and health effects among children in Sweden. Indoor Air 2004;14: 59–66.

Bouillard L, Michel O, Dramaix M, Devleeschouwer M. Bacterial Contamination of Indoor Air, Surfaces, and Settled Dust, and Related Endotoxin Concentrations in Healthy Office Buildings. Ann Agric Environ Med 2005;12:187–92.

Brasel TL, Campbell AW, Demers RE, Ferguson BS, Fink J, Vojdani A et al., Detection of trichothecene mycotoxins in sera from individuals exposed to Stachybotrys chartarum in indoor environments. Arch Environ Health 2004;59:317-23.

Brasel TL, Martin JM, Carriker CG, Wilson SC, Straus DC. Detection of Airborne Stachybotrys chartarum Macrocyclic Trichothecene Mycotoxins in the Indoor Environment. Applied and Environmental Microbiology 2005;71:7376–88.

Brewer JH, Thrasher JD, DavStraus DC, Madison RA, Hooper D. Detection of Mycotoxins in Patients with Chronic Fatigue Syndrome. Toxins 2013;5:605-17.

Brooks S.M. Irritant Induces Airway Disorders. 2005. Available from: URL:<http://www.stuartbrooksmd.com/papers/irritant-induced-airways-disorders.pdf>

Brussee JE, Smit HA, van Strien RT, Corver K, Kerkhof M, Wijga AH et al. Allergen exposure in infancy and the development of sensitization, wheeze, and asthma at 4 years. J Allergy Clin Immunol 2005;115:946-52.

Cartieaux E, Rzepka MA, Cuny D. Indoor air quality in schools. Arch Pediatr 2011;18:789-96.

Chasseur C, Gofflot S, Nolard N. Microbial Indoor air quality in office buildings with central air conditioning installation in Belgium. An easy tool for a bacterial quality evaluation. 5th International Conference on Bioaerosols, Fungi, Bacteria, Mycotoxins and Human Health. Saratoga Springs, New York;2003:210.

Chasseur C, Verhaegen AM, Gofflot S, Nolard N. Microbiological controls in air conditioning systems: a standard preliminary approach. Proceeding of Healthy Buiding Espoo, Finland 2000;3:555-9.

Chasseur C. Bladt S., Wanlin M. Indoor environmental germs and health: WIV-ISP involvement in the Belgian habitat over the last 20 years. WIV-ISP annual report. 2014.

Chasseur C, Bladt S, Wanlin M. Index of Indoor Airborne Fungal Spores Pollution in Brussels Habitat. Healthy Buildings 2015.

Chen CM, Rzehak P, Zutavern A, Fahlbusch B, Bischof W, Herbarth Oet et al. Longitudinal study on cat allergen exposure and the development of allergy in young children. J Allergy Clin Immunol. 2007;119:1148-55.

Chen YC, Tsai CH, Lee YL. Early-life indoor environmeental exposures increase the risk of childhood asthma. Int J Hyg Environ Health 2011;215:19-25.

Code Bruxellois du Logement. Ordonnance portant le Code bruxellois du Logement du 17 juillet 2003. MB du 09 septembre 2003.

Code Wallon du Logement – Arrêté du Gouvernement wallon déterminant les critères minimaux de salubrité, les critères de surpeuplement et portant les définitions visées à l'article 1er,19° à 22°bis. MB du 30 octobre 2007. p. 55871.

Cohn RD, Arbes SJ, Jaramillo R, Reid LH, Zeldin DC. National Prevalence and Exposure Risk for Cockroach Allergen in U.S. Households. Environmental Health Perspectives 2006;114:522-26.

Cole Johnson C, Ownby DR, Havstad SL, Peterson EL. Family history, dust mite exposure in early childhood, and risk for pediatric atopy and asthma. J Allergy Clin Immunol 2004;114:105-10.

COST - Coordination European Scientific and Technique. Biological Particles in Indoor Environments. Brussels, Report n° EUR14988EN 1993,613/2.

CPSC - Consumer Product Safety Commission. Indoor Air Pollution: Introduction for Health Professionals. American Medical Association. Available from: URL:<http://www.cpsc.gov/cpscpub/pubs/455.html>

CRIOC - Centre de Recherche et d'Information des Organisations de Consommateurs. Pets 2010. Available from: URL:< http://www.oivo-crioc.org/files/fr/4926fr.pdf>

Crocker DD, Kinyota S, Dumitru G, Ligon CB, Herman EJ, Ferdinands JM et al. Effectiveness of home-based, multi-trigger, multicomponent interventions with an environmental focus for reducing astham morbidity: a community guide systematic review. Am J Prev Med 2011;41:S5-32.

Custovic A, Woodcock A. Exposure and sensitization in infants and children.Curr Opin Allergy Clin Immunol 2001;1:133-8.

Custovic A. Fletcher A, Pickering CA, Francis HC, Green R, Smith A et al. Domestic allergens in public places III - house dust mite, cat, dog and cockroach allergens in British hospitals. Clinical and Experimental Allergy 1998;28:53-9.

Dewolf MC, Charlet F., Roger M., Kuske, Bladt S., Chasseur C. et al. Nursery project: Development of an autoassessment tool and analysis of the indoor environment. HENVI Health Aspects of Indoor and Outdoor Air Pollution. Luxembourg, 2008.

Education santé. 2014;188. Available from: URL:< http://www.educationsante.be/es/article.php?id=125>

Eggleston PA and Arruda LK. Ecology and elimination of cockroaches and allergens in the home. Journal of Allergy and Clinical Immunology 2001;107:422-9.

Engelhart S, Loock A, Skutlarek D, Sagunski H, Lommel A, Farber H et al. Occurrence of Toxigenic Aspergillus versicolor Isolates and Sterigmatocystin in Carpet Dust from Damp. Environmental Microbiology 2002;68:3886–90./

EPA - United States Environmental Protection Agency. An Introduction to Indoor Air Quality 2012. Available from: URL:< on http://www.epa.gov/iaq/biologic.html>

EPA – United States Environmental Protection Agency. Indoor Air Pollution: An Introduction for Health Professionals 2012. Available from: URL:< http://www.epa.gov/iaq/pubs/hpguide.html>

FARES – Fonds des Affections Respiratoires. Asthme – Théorie 2014. Available from : URL:<http://www.fares.be/content/view/100/109/>

Fisk WJ, Eliseeva E, Mendell MJ. Association of residential dampness and mold with respiratory tract infections and bronchitis: a meta-analysis. Environmental Health 2010; 9:72.

Fisk WJ, Lei-Gomez Q, Mendell MJ. Meta-analyses of the associations of respiratory health effects with dampness and mold in homes. Indoor Air 2007;17:284-96.

Gołofit-Szymczak M, Górny RL. Bacterial and Fungal Aerosols in Air-Conditioned Office Buildings in Warsaw. Poland-The Winter Season. International Journal of Occupational Safety and Ergonomics 2010;4:465–76.

Gomez C, Freihaut J, Bahnfleth W. Resuspension of allergen-containing particle under mechanical and aerodynamic disturbance from human walking. Atmos Environ 2007;41: 5257-70.

Gorny RL, Dutkiewicz J, Krysinska-Traczyk E. Size distribution of bacterial and fungal bioaérosols in indoor air. Ann Agric Environ Med 1999;6:105–13.

Gorny RL, Dutkiewicz J. Bacterial and fungal aerosols in indoor environment in central and eastern European countries, 2002.

Greenfacts – Facts on Health and the Environment. Damp housing with mould growth, mite infestation, cockroaches and toxins 2014. Available from: URL:< http://www.greenfacts.org/en/respiratory-diseases/l-3/05-indoor-air-pollution.htm#2p2>

Haverinen U, Husman T, Vahteristo M, Koskinen O, Moschandreas D, Nevalainen A et al. Comparison of Two-Level and Three-Level Classifications of Moisture-Damaged Dwellings in Relation to Health. Effects.Indoor Air 2001;11:192–9.

Health Canada. Env Health Directorate Health Canada. Ottawa, Ontario 1995.

Heer CE, Nieden A, Jankofsky M, Stilianakis NI, Boedeker RH, Eikman TF. Effect of bioaerosol polluted outdoor air on airways of residents: a cross sectional study. Occup Environ Med 2003;60:336-42.

Heinemann S, Beguin H, Nolard N. Biocontamination in air-conditioning. Health implications of fungi in indoor environments. Elsevier 1994;2:179-86.

HGR - Hoge Gezondheidsraad. Aanbevelingen ter voorkoming van Legionella-infecties in verzorgingsinrichtingen. Brussel: HGR; 2002. Advies nr. 7509.

Horner WE, Worthan AG, Morey PR. Air and dustborne mycoflora in houses free of water damage and fungal growth. Environmental microbiology 2004:6394-400.

Hossain MA, Ahmed MS, Ghannoum MA. Attributes of Stachybotrys chartarum and its association with human disease. J Allergy Clin Immunol 2004;113:200-9.

HSE – Health and Safety Executive. What is Legionnaires' disease? 2013. Available from: URL:< http://www.hse.gov.uk/legionnaires/what-is.htm>

Hsu NY, Wang JY, Su HJ. A dose-dependent relationship between the severity of visible mold growth and IgE levels of pre-school-aged resident children in Taiwan. Indoor Air 2010;20:392-98.

HUD – US Department of Housing and Urban Development. Healthy Homes Issues: Asthma 2006. p.9.

INSPQ - Institut National de Santé Publique du Québec. Les risques à la santé associés à la présence de moisissures en milieu intérieur. Direction des Risques Biologiques, Environnementaux et Occupationnels et Laboratoire de Santé Publique du Québec 2002:15-49.

ISP – Institut Scientifique de Santé Publique. Information sur la légionellose. Available from: URL:< https://www.wiv-isp.be/EPIDEMIO/EPIFR/plabfr/leg.htm

Jarvis BB, Sorenson WG, Hintikka EL, Nikulin M, Zhou Y, Jiang J et al. Study of toxin production by isolates of Stachybotrys chartarum and Memnoniella echinata isolated during a study of pulmonary hemosiderosis in infants. Appl Environ Microbiol 1998; 64:3620–5.

Karimian-Techerani D, Hentges F. Allergy to Ficus benjamina. Bull Soc Sci Med Grand Duche Luxemb 2002;2:107-13.

Kelley WN. Textbook of Internal Medicine.1989;1874-75.

Kelly LA, Erwin EA, Platts-Mills TA. The indoor air and asthma: the role of cat allergens. Curr Opin Pulm Med. 2012;18:29-34.

Kim JL, Elfman L, Wieslander G, Smedje G, Norbäck D. Indoor molds, bacteria, microbial volatile organic compounds and plasticizers in schools-associations with asthma and respiratory symptoms in pupils. Indoor Air 2007;17:153-63.

Litonjua AA, Carey VJ, Burge HA, Weiss ST, Gold DR. Exposure to cockroach allergen in the home is associated with incident doctor-diagnosed asthma and recurrent wheezing. J Allergy Clin Immunol 2001;107:41-7.

Nederlandse Gezondheidsraad. Advies inzake het binnenhuisklimaat, in het bijzonder het ventilatieminimum in Nederlandse woningen. 1984.

Macher JM, Tsai FC, Burton LE, Liu KS. Concentrations of cat and dust-mite allergens in dust samples from 92 large US office buildings from the BASE Study. Indoor Air 2005; 15:82–8.

Malchaire J, Chasseur C, Nolard N. Sick Building Syndrome - Analyse et prévention. Nationaal onderzoeksinstituut voor arbeidsomstandigheden 1999:148.

Matysik S, Herbarth O, Mueller A. Determination of volatile metabolites originating from mould growth on wall paper and synthetic media. Journal of Microbiological Methods 2008:182–87.

MC - Mutualité Chrétienne. Eczéma. Available from: URL:<http://www.mc.be/maladies-traitements/eczema/index.jsp>

Mehrer A, Lorentz W, Gareis M, Trautmann C, Kroppenstedt, Stackebrandt Z. Cytotoxicity of different actinomyces isolated from building materials. In Bioaérosols, Fungi, Bacteria, Mycotoxinx and human health, editors. Eckardt Johanning, Albany: USA, 2005:60-5.

Mendell MJ, Mirer AG, Cheung K, Tong M, Douwes J. Respiratory and allergic healy-th effects of dampness, mold, and dampness-relatied agents : a review of the epidemiologic evidence. Envir Health Prespect 2011;119:748-56.

Michel O, Bakkioui H, Hankard D, Chawaf J, Higuet S, Rosseuw C et al. Prevalence of non-diagnosed asthma in schoolchildren of low socio-economic status in Brussels. Am J Respir Crit Care Med 1999;159:A145.

MMK - Medische Milieu Kundige. Available from: URL:<http://www.mmk.be>

Moularat S, Robine E, Ramalho O, Oturan MA. Detection of fungal development in closed spaces through the determination of specific chemical targets. Chemosphere 2008:224–32.

Murray CS, Woodcock A, Custovic A. The role of indoor allergen exposure in the development of sensitization and asthma. Curr Opin Allergy Clin Immunol 2001;1:407-12.

Nevalainen A, Seuri M. Of microbes and men. Indoor Air 2005;15:58–64.

O'Driscoll BR, Hopkinson LC, Denning DW. Mold sensitization is common amongst patients with severe asthma requiring multiple hospital admissions. BMC Pulm Med 2005;5:4.

O'Hollaren MT, Yunginger JW, Offord KP, Somers MJ, O'Connell EJ, Ballard DJ et al. Exposure to an aeroallergen as a possible precipitating factor in respiratory arrest in young patients with asthma. N Engl JMed 1991;324:359-63.

Päivi MS, Arbes SJ, Sever M, Jaramillo R, Cohn RD, London SJ et al. Exposure to Alternaria alternata in US homes is associated with asthma symptoms. J Allergy Clin Immunol 2006;4:892-98.

Park JH, Cox-Ganser JM. Mold exposure and respiratory health in damp environments. Frontiers in Bioscience 2011;3:757-71.

Pasanen AL. A Review: Fungal Exposure Assessment in Indoor Environments. Indoor Air 2001;11:87-98.

Pitkäranta M, Meklin T, Hyvärinen A, Paulin L, Auvinen P, Nevalainen A et al. Analysis of fungal flora in indoor dust by ribosomal DNA sequence analysis, quantitative PCR and culture. Applied and Environmental Microbiology 2008;74(1):233-244.

Platts-Mills TA, Vervloet D, Thomas WR, Aalberse RC, Chapman MD. Indoor allergens and asthma: Report of the Third International Workshop. Journal of Allergy and Clinical Immunology 1997;6:1-24.

Raja YXu, Ferro AR, Jaques PA, Hopke PK. Resuspension of indoor aeroallergens and relationship to lung inflammation in asthmatic children. Environment International 2010; 36:8-14.

Reboux G, Bellanger AP, Roussel S, Grenouillet F, Sornin S, Piarroux R et al. Indoor mold concentration in Eastern France. Indoor Air 2009;19:446–53.

Reboux G. Mycotoxins: health effects and relationship to other organic compounds. Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique 2006;46:208-12.

Reynolds KA, Wattb P, Boonea SA, Gerbaa CP. Occurrence of bacteria and biochemical markers on public surfaces. International Journal of Environmental Health Research 2007;3:225-34.

Rintala H, Pitkäranta M, Toivola M, Paulin L, Nevalainen A. Diversity and seasonal dynamics of bacterial community in indoor environment. BMC Microbiology 2008;8:56.

Royal Decree of August 4 1996. Concerning the protection of workers from risks related to exposure to biological agents at work. Belgian Official Journal of 01.10.1996 - p. 25285.

Salo PM, Zeldin DC. Does exposure to cats and dogs decrease the risk of developing allergic sensitization and disease? Journal of Allergy and Clinical Immunology 2009;124:751-52.

Sami-Lux. Qualité de l'environnement intérieur dans les écoles fondamentales de la province de Luxembourg – Rapport final, 2010.

Schenkelberger V, Freitag M, Altmeyer P. Ficus benjamina – the hidden allergen in the house. Hautarzt 1998;49:2-5.

Straus DC. Molds, mycotoxins, and sick building Syndrome. Toxicology and Industrial Health 2009;25:617–35.

Strom PF. Identification of thermophilic Bacteria in solid-waste composting. Environmental Microbiology 1985:906-13.

Stryjakowska-Sekulska M, Piotraszewska-Pająk A, Szyszka A, Nowicki M, Filipiak M. Microbiological Quality of Indoor Air in University Rooms. Polish J of Environ Stud 2007;16:623-32.

Taubel M, Sulyok M, Vishwabath V, Bloom E, Turunen M, Jarvi K et al. Co-occurrence of toxic bacterial and fungal secondary metabolites in moisture-damaged indoor environments. Indoor Air 2011;21:368–75.

Technische Verslag voor woningen. 2013. Available from: URL:<https://www.wonenvlaanderen.be/ondersteuning_voor_professionelen/woningkwaliteit_voor_professionelen/technische_verslagen_over_woningkwaliteit?f03f25ee475a65ab2bbbec6bae9205efa65a581e=d7lup8s4932jf31psmm0jl82f2>

The Health Council of the Netherlands. Endotoxins - Health-based recommended occupational exposure limit. The Hague; Health Council of the Netherlands 2010.

Tischer Ch, Chen Ch, Heinrich J. Association between Domestic Mould and Mould Components,and Asthma and Allergy in Children: A Systematic Review. ERJ Express 2011.

Tsai FC, Macher JM, Hung Y-Y. Concentrations of Airborne Bacteria in 100 United States Office Buildings. Proceedings of Indoor Air 2002,353-58.

Van Emon JM, Reed AW, Yike I, Vesper SJ. ELISA measurement of stachylysin in serum to quantify human exposures to the indoor mold Stachybotrys chartarum. J Occup Environ Med 2003;45:582-91.

Van Lynden-Van Nes AM, Koren LG, Snijders MC, Van Bronswijk EM. Medical Impact of Arthropod Allergens. Proceedings of the 2nd International Conference of Insect Pests in the Urban Environment. Ed. Wildey KB. - Exeter: Wheatons 1996.

Vojta PJ, Friedman W, Marker DA, Clickner R, Rogers JW, Viet SM et al. First National Survey of Lead and Allergens in Housing: Survey Design and Methods for the Allergen and Endotoxin Components. Environmental Health Perspectives 2002;110:527–32.

WHO - World Health Organization. Dampness and Mould. WHO Guidelines for Indoor Air Quality. 2009 p. 228.

Wood RA, Kim BS, Mudd E, Peyton MD, Eggleston A. The distribution of cat and dust mite allergens on wall surfaces. Journal of Allergy and Clinical Immunology 1992;1:126-30.

Zureik M, Neukirch C, Leynaert B, Liard R, Bousquet J, Neukirch F. Sensitisation to airborne moulds and severity of asthma: cross sectional study from European Community respiratory health survey. BJM 2002;325.

Radon in indoor air in Belgium

90/143/EURATOM. Commission Recommendation on the protection of the public against indoor exposure to radon. Official Journal of the European Communities 1990; 80:26-28.

96/29/EURATOM. Council Directive of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation. Official Journal of the European Communities 1996;L314.

2001/928/EURATOM. Commission Recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies. Official Journal of the European Communities 2001;L344.

2013/59/EURATOM Council Directive of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom and 2003/122/Euratom. Official Journal of the European Union 2014; L13.

Baysson H, Tirmarche M, Tymen G, Gouva S, Caillaud D, Artus J-C et al. Indoor radon and lung cancer in France. Epidemiology 2004;15:709-16.

BEIR IV – Committee on Health Risks of Exposure to Radon. Health risks of radon and other initially deposited alpha-emitters. US National Research Council Report 1988; National Academy Press, Washington DC.

Belgian cancer registry. Statistics, tables on yearly basis. Available from: URL:<http://www.kankerregister.org/>

B-NORM. Kennisverspreiding over de problematiek van natuurlijk voorkomende radioactiviteit in bouwmaterialen. NuTec Publication 2013;1-118.

Darby S, Hill D, Auvinen J, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. Br Med J 2005;330:1-223.

FANC – Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle. Besluit houdende de vaststelling van radon risicozones op Belgisch grondgebied van 10 augustus 2011. BS. van 15 september 2011.

IARC – International Agency for Research on Cancer. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Man-made Mineral Fibres and Radon. IARC Press, Lyon 1988;43.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. Lung cancer risks from indoor exposures to radon daughters. ICRP 1987;17:1.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. IRCP Publication 60, Pergamon Press, Oxford 1991.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Protection Against Radon 222 at Home and at Work. ICRP Publication 65, Pergamon Press, Oxford 1993.

ICRP - International Commission on Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. IRCP Publication 82, Pergamon Press, Oxford 2000.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. IRCP Publication 103, Pergamon Press, Oxford 2007.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon. IRCP Publication 115, Pergamon Press, Oxford 2010.

Krewski D, Lubin JH, Zielinski JM, Alavanja M, Catalan, VS, Field RW et al. Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. Epidemiology 2005;16:137-45.

Lubin JH, Wang ZY, Boice JD, Xu ZY, Blot WJ, Wang LD et al. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. Int J Cancer 2004;109:132-37.

Poffijn A, Vanmarcke H. The Indoor Radon Problem in Belgium. In: Indoor Air Quality and Ventilation 1990;Selper Ltd:339-45.

Radiation Protection 88. Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standard Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources. Luxemburg 1997.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Rapport to the General Assembly. United Nations 2000.

UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. United Nations sales publication 2009; Volume II: E.09.IX.5.

Vanmarcke H, Poffijn A, Raes F, Eggermont G, Uyttenhove J, Berkvens P et al. Radon in het leefmilieu. Annals of the Belgian Association for radiation protection 1988;13:33-56.

WHO - World Health Organization. Handbook on indoor radon: a public health perspective. WHO; Geneva 2009.

Zhu HC, Charlet JM, Tondeur F. Geological Controls to the Indoor Radon Distribution in Southern Belgium. The Science of the Total Environment 1998;220:195-214.

Zhu HC. La cartographie des zones à risque en radon dans les habitations. Rapport final de la convention cartographie-radon du 1-1-2001 au 31-3-2001. Faculté Polytechnique de Mons 2001;1-107.

VI. APPENDICES

Annex 1. References table 9

A review of the emission of VOCs from polymeric materials used in buildings. Building and Environment 1998;33:357-74.

Adhesives. Short term method for measuring the emission properties of low-solvent or solvent-free adhesives after application - Part 4: determination of volatile diisocyanates. 2003. NBN ENV 13999-4.

AFSSE - Agence Francaise de Sécurité Sanitaire Environnementale. Caractérisation des émissions de COV et de formaldéhyde par six produits de construction. 2005.

AgBB - Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten. Health-related Evaluation of Emissions of Volatile Organic Compounds (VVOC, VOC and SVOC) from Building Products. 2012.

AGÖF - Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute. Guidance Values for Volatile Organic Compounds in Indoor Air. 2008.
Available from: agoef.de/agoef/oewerte/orientierungswerte_englisch.html.

ANSI/BIFMA – American National Standards Institute / Business + Institutional Furniture Manufacturers Association. Standard test method for determining VOC emissions from office furniture systems, components and seating. M 7.1. 2011.

Bepalen van criteria inzake kamerbrede vloerbedekkingsproducten in kinderdagverblijven en crèches op basis van risico-analyse met betrekking tot de gezondheidsimpact op kinderen. Study ordered by the Federal Public Service of Health, Food Chain Safety and Environment. VITO & BBRI.

Blondel A, Plaisance H. Screening of formaldehyde indoor sources and quantification of their emission using a passive sampler. Building and Environment 2011;46:1284-91.

Boor B, Järnström H, Xu Y, Novoselac A. Identification of VOCs, Phthalates, and Isocyanates in Crib Mattresses. Healthy Buildings 2012;2:1579-80.

Building material emissions study. Integrated Waste Management Board. 2003.

BUMA – Building Materials. Prioritizitation of BUilding MAterials as indoor pollution sources. Available from: URL:<http://www.uowm.gr/bumaproject/>.

Burdack-Freitag A, Mayer F, Breuer K. Identification of odor-active organic sulfur compounds in gypsum products. Clean 2009;37:459-65.

Construction products - Assessment of release of dangerous substances - Determination of emissions into indoor air 2013. CEN/TS 16516.

COST E49. Processes and Performance of Wood-Based Panels. 2007.

Däumling C. Product evaluation for the control of chemical emissions to indoor air - 10 years of experience with the AgBB scheme in Germany. Clean - Soil, Air, Water 2012;40:779-89.

Destaillats H, Maddalena R, Singer B, Hodgson A, McKone T. Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information needs. Atmospheric Environment 2008;42:1371-88.

Determination of VOC emissions from French wood products. 4th European Wood-Based Panel Symposium. Hanover; Germany 2004.

Dong Hwa K, Dong Hee C, Doyun W, Wenping Y, Schleibinger H, Jacinthe D. Household materials as emission sources of naphthalene in Canadian homes and their contribution to indoor air. Atmospheric Environment 2012;9:79.

Ehrnsperger R, Misch W. Implementation of health and environmental criteria in technical specifications for construction products. UBA 2005.

EOTA – European Organisation for Technical Assessment. TR34 - General ER 3 Checklist for ETAGs/CUPAs/ETAs-Content and/or release of dangerous substances in products/kits.2012. Available from: URL:< http://www.eota.eu/en-GB/content/technical-reports/11/>.

EPHECT database BUMAC.

FCBA - Institut Technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement. Détermination de l' émission de composés volatils à partir de produits de construction. 2006.

Greenguard methods GGTM P040, P057, P058, P066, P072. Available from: URL:<http://www.greenguard.org/en/CertificationPrograms/CertificationPrograms_certificationProcess/CertificationPrograms_testingProcedures.aspx>.

Gunnarsen L, Kolarik B. PCB in sealant, concrete, paint and lacquer 40 years after use of sealant with PCB - Calculation of total remaining mass in a contaminated dwelling. Healthy Buildings 2012;2.

Hague J, Mann R, Reilly M, Ryan G, Young S. A review of the potential impact of VOC emissions on the future market share for engineered wood products. Forest and Wood Products Australia 2009.

Horn W, Jann O, Kasche J, Bitter F, Müller D, Müller B. Environmental and health provisions for building products – Identification and evaluation of VOC emissions and odour exposure. UBA 2007.

IFA - Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Liste der kreberzeugenden, mutagenen und reproduktions-toxischen Stoffe (KMR-Liste).

Indoor Environment - Airborne particles and settled dust. Wiley online Library, 2003.

Influence of Air Fresheners on the Indoor Air Quality. Study ordered by the Federal Public Service of Health, Food Chain Safety and Environment 2006.

Jann O, Rockstroh J, Wilke O, Noske R, Brödner D, Schneider U, Horn W. Development of a Test Method for an Investigation into Limiting the Emissions from Printers and Copiers within the Framework of Assigning the Environmental Label. UBA 2004.

Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen A. Reference values for indoor air pollutant concentrations in new, residential buildings in Finland. Atmospheric Environment 2006;40:7178-191.

Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen A. Reference values for structure emissions measured on site in new residential buildings in Finland. Atmospheric Environment 2007;41:2290-302.

Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen A. Comparison of VOC and ammonia emissions from individual PVC materials, adhesives and from complete structures. Environment International 2008;34:420-27.

Järnström H, Saarela K, Kalliokoski P, Pasanen A. The impact of emissions from structures on indoor air concentrations in newly finished buildings: predicted and on-site measured levels. Indoor and Built Environment 2008;17:313-23.

Jensen AA. Hexabromocyclododecane (HBCDD) - A Flame Retardant Used in Polystyrene Insulation Products - Emissions, Exposures and Impacts. Healthy Buildings 2012.

JRC – Joint Research Center. Harmonisation framework for indoor products labelling schemes in the EU. ECA report 27. 2012.

Katsoyiannis A, Leva P, Kotzias D. VOC and carbonyl emissions from carpets: a comparative study using four types of environmental chambers. Journal of Hazardous materials 2008;152:669-76.

Key international chemical emissions, labeling and IAQ programs for building materials & products. Air Quality Sciences 2012. Availlable from: URL:<http://www.aqs.com/docs/campaigns/click-here-to-download-international-product-emissions-report.pdf>.

Kim S, Kim JA, An JY, Kim HJ, Kim SD, Park JC. TVOC and formaldehyde emission behaviors from flooring materials bonded with environmental-friendly MF/PVAc hybrid resins. Indoor Air 2007;17:404-15.

Kirkeskov L, Witterseh T, Funch LW, Kristiansen E, Mølhave L, Hansen MK et al. Health evaluation of volatile organic compound (VOC) emission from exotic wood products. Indoor Air 2009;19:45-57.

Knudsen H, Clausen P, Wilkins C, Wolkoff P. Sensory and chemical evaluation of odorous emissions from building products with and without linseed oil. Building and Environment 2007;42:4059-67.

Kolarik B, Frederiksen M, Gunnarsen L, Meyer H. The correlation between PCB concentrations in indoor air, sealants and building characteristics in contaminated Danish apartments. Healthy Buildings 2012;6.

Koninkrijk België. Koninklijk besluit van 8 mei 2014 tot vaststelling van de drempelniveaus voor de emissies naar het binnenmilieu van bouwproducten voor bepaalde beoogde gebruiken. BS 18/08/2014.

Lor M, Graindorge F, Piens M, Wolfs L, Remontet P. Highlights of the changing legislation and developments in the field of IAQ and construction material emissions and its VOC challenges for (architectural) coatings. Conference Emissions and odour from materials 2012.

Lor M. HEMICPD state of the art report. 2010. Available from: URL:<http://www.belspo.be/belspo/fedra/proj.asp?l=en&COD=P2/05>.

Meeting the challenge of reducing VOC product emissions: a 20 year review. Indoor Air 2011.

Kemmlein S, Hahn O, Jann O. Emission of flame retardants from consumer products and building materials. BAM 2003.

Nazaroff W, Weschler C. Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary air pollutants. Atmospheric Environment 2004;38:2841-65.

Nederlandse Gezondheidsraad. Advies inzake Het Binnenhuisklimaat, in het bijzonder het ventilatieminimum, in Nederlandse woningen. Den Haag Gezondheidsraad 1984; 1984/01

NRC - National Research Council Canada. Investigation of building materials as VOC sources in indoor air. Workshop on Construction Technologies 2004:173-80.

Organic Indoor Air pollutants, Second completely revised edition. Wiley online Library 2007.

Paints and Varnishes - Assessment of emissions of substances from coatings into indoor air - Sampling, conditioning and testing 2013. EN 16402.

Poulhet G, Dusanter S, Crunaire S, Locoge N, Gaudion V, Merlen C et al. Investigation of formaldehyde sources in French schools. Healthy Buildings 2012.

Resilient, textile and laminate floor coverings — Test method for volatile organic compound (VOC) emissions. 2010. ISO 10580.

Rheinberger U, Bunke D. Safe construction products for health and the environment: how much testing is necessary to implement the EC Construction Products Directive. UBA 2007.

Roffael E. Volatile organic compounds and formaldehyde in nature, wood and wood based panels. Holz als Roh- und Werkstoff 2006;64:144-9.

Salthammer T, Mentese S, Marutzky R. Formaldehyde in the indoor environment. Chemical Reviews 2010;110:2536–72.

Salthammer T, Schwarz A, Furhmann F. Emissions of reactive compounds and secondary products from wood-based furniture coatings. Atmospheric Environment 1999;33:75-84.

Scherer C, Mair S, Mayer F, Breuer K. Mineral Mortars, Plasters, and Screeds – A Survey of VOC Emission Behaviour. Healthy Buildings 2012.

Spruyt M, Kuske M, Goelen E, Nicolas J. Product policy in the context of the indoor environment quality. Final report 2006.

Triclosan. Canada Gazette 2012:146.

VOC emissions from building components. International Rosenheim Window & Façade Conference. 2010.

Wensing M, Uhde E, Salthammer T. Plastics additives in the indoor environment - flame retardants and plasticizers. Sci Total Environ 2005;339:19-40.

Weschler C. Changes in indoor pollutants since the 1950s. Atmospheric Environment 2009;43:153-269.

Wilke O, Jann O, Brödner D. Untersuchung und Ermittlung emissionsarmer Klebstoffe und Bodenbeläge. UBA 2003.

Wilke O, Jann O, Brödner D. VOC- and SVOC- emissions from adhesives, floor coverings and complete floor structures. Indoor Air 2004;14:96-105.

Wilke O, Horn W, Wiegner K, Jann O, Bremser W, Brödner D, Kalus S, Juritsch R, Till C. Investigations for the improvement of the measurement of volatile organic compounds from floor coverings within the health-related evaluation of construction products. BAM 2009.

Wilke O, Wiegner K, Jann O, Brödner D, Scheffer H. Emission behaviour of wood and materials produced from wood. BAM 2012.

Willem H, Singer B. Chemical Emissions of Residential Materials and Products: Review of Available Information. Ernest Orlando Lawrence Berkely National Laboratory 2010.

Witterseh T. Emissions of chemical substances from products made of exotic wood. Danish Technological Institute 2004;49.

Wolkoff P, Nielsen GD. Organic compounds in indoor air - their relevance for perceived indoor air quality? Atmospheric Environment 2001;35:4407-17.

Annexe 2.

Contamination fongique dans les immeubles publics. Guide facilitant la détermination et la gestion des problèmes, Ontario, 1995

p. 70/71 : **Guide technique pour l'évaluation de la qualité de l'air dans les immeubles, Santé Canada, 1993**

5.2.8.4 Interprétation des résultats.

Depuis 1989, le comité de l'ACGIH sur les bioaérosols a recommandé l'évaluation par ordre de rang comme méthode d'interprétation des données fournies par l'échantillonnage de l'air. Cette méthode d'interprétation a été adoptée depuis 1986 dans les recherches effectuées par le Gouvernement du Canada.

La présence d'au moins une espèce de champignon microscopique à l'intérieur, mais pas à l'extérieur, donne à penser qu'un amplificateur se trouve à l'intérieur du bâtiment. L'identification des espèces est critique à l'analyse. À cause des problèmes mentionnés ci-haut, il n'est pas possible de se baser principalement sur des recommandations numériques pour savoir s'il existe un problème. Cependant, des données numériques peuvent se révéler utiles dans certaines circonstances. L'information recueillie à partir d'une importante série de données obtenues par des personnes expérimentées utilisant le même appareil a une valeur pratique. Les recherches effectuées dans plus de 50 immeubles du gouvernement fédéral au cours de plusieurs années ont donné lieu à la création d'une telle banque de données. Pour préparer les recommandations présentées ci-après, on a utilisé des données relatives aux champignons microscopiques obtenues à partir de quelque 600 échantillons prélevés entre 1986 et 1991 au moyen d'un échantillonneur centrifuge Reuter avec un temps de prélèvement de 4 minutes. Les données acquises avec d'autres échantillonneurs doivent être soumises à une analyse analogue. Toutefois, si l'on utilise un temps de prélèvement de 4 minutes, les données numériques obtenues avec n'importe quel échantillonneur breveté seront probablement comparables.

1. La présence confirmée de certains agents pathogènes (p. ex. *Aspergillus fumigatus*, *Histoplasma* et *Cryptococcus*) est considérée inacceptable. On devrait supposer que les excréments d'oiseaux ou de chauves-souris présents dans les prises d'air, les conduites ou des locaux contiennent ces agents pathogènes. Il faut agir en conséquence. Certaines de ces espèces ne peuvent être mesurées au moyen de techniques d'échantillonnage de l'air.
2. La présence persistante d'un nombre significatif de champignons toxines (p. ex. *Stachybotrys atra*, *toxigenic Aspergillus*, *Penicillium* et *Fusarium*) indique qu'une évaluation plus approfondie est nécessaire et que des mesures appropriées doivent être prises.
3. La présence confirmée d'au moins une espèce fongique dans un pourcentage important des échantillons d'air intérieur, qui ne se retrouve pas dans les échantillons d'air extérieur, révèle la présence d'un amplificateur fongique.
4. La mycoflore « normale » de l'air est qualitativement analogue et quantitativement moindre que celle de l'air extérieur. Dans les immeubles fédéraux, on a mesuré une moyenne, étalée sur trois ans, d'environ 40 UFC/m³ pour *Cladosporium*, *Alternaria* et pour des basidiomycètes non sporulants.
5. À une concentration de plus de 50 UFC/m³, si on était en présence d'une seule espèce autre que *Cladosporium* ou *Alternaria*, il pourrait y avoir des raisons de s'inquiéter. Des recherches plus poussées seraient alors nécessaires.
6. Une concentration allant jusqu'à 150 UFC/m³ est acceptable s'il y a un mélange d'espèces correspondant aux spores de l'air extérieur. Si les dénombrements sont plus élevés, les filtres à air sont probablement sales ou inefficaces, ou il y a d'autres problèmes.
7. Une concentration allant jusqu'à 500 UFC/m³ est acceptable en été si les espèces présentes sont surtout *Cladosporium* ou d'autres champignons microscopiques d'arbres et de feuilles. Si les valeurs sont plus élevées, il se pourrait que les filtres ne fonctionnent pas correctement ou que le bâtiment soit contaminé.

8. La présence d'une colonie visible de champignons dans des humidificateurs et dans les conduites des diffuseurs, et de moisissures sur les éléments du plafond et d'autres surfaces exige que l'on fasse une enquête et que l'on intervienne, quelle que soit la charge de spores aériennes.
9. Il existe certains types de contamination fongique qui ne peuvent être facilement décelés au moyen des méthodes mentionnées dans le présent rapport. Si des symptômes du SÉH [syndrome des édifices hermétiques] persistent, il faut envisager de prélever des échantillons de poussière à l'aide d'un aspirateur et de les faire analyser pour déterminer s'ils contiennent des espèces fongiques.

VII. COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL

La composition du Bureau et du Collège ainsi que la liste des experts nommés par arrêté royal se trouvent sur le site Internet du CSS (page : Qui sommes-nous).

Tous les experts ont participé ***à titre personnel*** au groupe de travail. Leurs déclarations générales d'intérêts ainsi que celles des membres du Bureau et du Collège sont consultables sur le site Internet du CSS (page : conflits d'intérêts).

Les experts suivants ont participé à l'élaboration et à l'approbation de l'avis. Le groupe de travail a été présidé par **Eddy GOELEN** et le secrétariat scientifique a été assuré par Marleen VAN DEN BRANDE.

BLADT Sandrine	Polluants microbiens	IBGE/BIM
BOULAND Catherine	Polluants microbiens	ULB
CASIMIR Georges	Polluants microbiens	HUDERF
CHASSEUR Camille	Polluants microbiens	WIV-ISP
CHARLIER Corinne	Polluants chimiques	ULg
DE BROUWERE Katleen	Polluants chimiques	VITO
DEHANDSCHUTTER Boris	Radon	FANC
DEWOLF Marie-Christine	Polluants microbiens	Hygiène Publique en Hainaut
DINNE Karla	Polluants microbiens	WTCB
GOELEN Eddy	Polluants chimiques	VITO
KUSKE Martyna	Polluants microbiens	Observatoire de la Santé de la Province du Luxembourg
LOR Marc	Polluants chimiques	VITO
MICHEL Olivier	Polluants microbiens	ULB
POFFIJN André	Radon	FANC
ROGER Marc	Polluants microbiens	Hainaut Vigilance Sanitaire
ROMAIN Anne-Claude	Polluants chimiques	ULg
STRANGER Marianne	Polluants chimiques	VITO
STEURBAUT Walter	Polluants chimiques	UGent
VANMARCKE Hans	Radon	SCK

Le groupe de travail permanent en charge du domaine Agents Chimiques a approuvé l'avis. Le groupe de travail permanent a été présidé par **Luc HENS** et le secrétariat scientifique a été assuré par Marleen VAN DEN BRANDE.

ADANG Dirk	Environnement et santé	UCL
HEILIER Jean-François	Ecotoxicologie	SPW
HENS Luc	Ecologie humaine	VITO
HOLSBEEK Ludo	Evaluation des risques, pesticides	LNE
PASSCHIER Wim	Analyse de risque en santé environnementale	Maastricht University
SCHIFFERS Bruno	Biocides et pesticides	ULg
STEURBAUT Walter	Exposition humaine	UGent
VAN LAREBEKE Nicolas	Toxicologie, cancer	UGent
VANHOOREN Hadewijch	Environnement et santé, Toxicologie du travail et de l'environnement	KULeuven
VERSTEGEN Geert	Toxicologie	Belgian Poison Centre

Les auteurs tiennent à remercier les institutions suivantes pour avoir fourni les données traitées dans cette analyse : le Département Environnement, Nature et Énergie du Gouvernement flamand, le Département Santé du Gouvernement flamand, l'Agence de l'Énergie du Gouvernement flamand, les Services SAMI de la Région wallonne, le Service CRIPI de la Région bruxelloise.

La traduction a été réalisée en externe.

Au sujet du Conseil Supérieur de la Santé (CSS)

Le Conseil Supérieur de la Santé est un organe d'avis fédéral dont le secrétariat est assuré par le Service Fédéral Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement. Il a été fondé en 1849 et rend des avis scientifiques relatifs à la santé publique aux ministres de la Santé publique et de l'Environnement, à leurs administrations et à quelques agences. Ces avis sont émis sur demande ou d'initiative. Le CSS s'efforce d'indiquer aux décideurs politiques la voie à suivre en matière de santé publique sur base des connaissances scientifiques les plus récentes.

Outre son secrétariat interne composé d'environ 25 collaborateurs, le Conseil fait appel à un large réseau de plus de 500 experts (professeurs d'université, collaborateurs d'institutions scientifiques, acteurs de terrain, etc.), parmi lesquels 300 sont nommés par arrêté royal au titre d'expert du Conseil. Les experts se réunissent au sein de groupes de travail pluridisciplinaires afin d'élaborer les avis.

En tant qu'organe officiel, le Conseil Supérieur de la Santé estime fondamental de garantir la neutralité et l'impartialité des avis scientifiques qu'il délivre. A cette fin, il s'est doté d'une structure, de règles et de procédures permettant de répondre efficacement à ces besoins et ce, à chaque étape du cheminement des avis. Les étapes clé dans cette matière sont l'analyse préalable de la demande, la désignation des experts au sein des groupes de travail, l'application d'un système de gestion des conflits d'intérêts potentiels (reposant sur des déclarations d'intérêt, un examen des conflits possibles, et une Commission de Déontologie) et la validation finale des avis par le Collège (organe décisionnel du CSS, constitué de 30 membres issus du pool des experts nommés). Cet ensemble cohérent doit permettre la délivrance d'avis basés sur l'expertise scientifique la plus pointue disponible et ce, dans la plus grande impartialité possible.

Après validation par le Collège, les avis sont transmis au requérant et au ministre de la Santé publique et sont rendus publics sur le site internet (www.css-hgr.be). Un certain nombre d'entre eux sont en outre communiqués à la presse et aux groupes cibles concernés (professionnels du secteur des soins de santé, universités, monde politique, associations de consommateurs, etc.).

Si vous souhaitez rester informé des activités et publications du CSS, vous pouvez envoyer un mail à l'adresse suivante : info.hgr-css@health.belgium.be.

www.css-hgr.be

Cette publication ne peut être vendue.

service public fédéral
SANTE PUBLIQUE
SECURITE DE LA CHAINE ALIMENTAIRE
ET ENVIRONNEMENT