



# Info Santé Environnement Intérieur

N°23  
Juin 2008

Bulletin de veille scientifique conçu et réalisé par le réseau RSEIN, *Recherche Santé Environnement Intérieur*, grâce à des financements du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, du Ministère de la santé, de la jeunesse, des sports et de la vie associative, et de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

## ÉDITO

### **EnVIE, un projet européen pour la définition de politiques sur la qualité de l'air intérieur et la santé**

EnVIE est formellement une « action concertée » financée dans le contexte du 6<sup>ème</sup> Programme Cadre de la Commission européenne, qui engage une vingtaine d'institutions de recherche et universitaires couvrant un grand éventail de disciplines dans les domaines technologique (bâtiment) et de la santé.

Méthodologiquement, EnVIE est partie de deux convictions qui sont en même temps deux objectifs : a) il faut clarifier ce qui est connu et, à partir de là, identifier ce qu'il est possible de faire en vue de créer un air intérieur de qualité ; b) il faut promouvoir un débat organisé autour de la méthode et des résultats de EnVIE pour que ses propositions puissent bénéficier d'un scrutin élargi.

Ainsi, pour répondre au premier objectif, EnVIE a conçu un schéma d'approche du problème en faisant le parcours « causes – effets » à l'envers, partant des effets sur la santé, puis allant à l'exposition et remontant aux causes et aux sources (voir schéma en page suivante). Ceci a permis, en tenant compte de ce que l'on connaît dans la littérature et d'expériences diverses, d'identifier des lignes « effets – causes », certainement pas toutes, mais tout au moins celles pour lesquelles on dispose de preuves scientifiques, et du même coup de s'affranchir des considérations non argumentées scientifiquement qui entravent l'analyse des problèmes et l'évaluation des risques pour la santé.

Pour répondre au second objectif, deux conférences EnVIE ont été prévues, la première ayant eu lieu à Helsinki, les 12 et 13 juin 2007 et la seconde étant prévue les 16 et 17 septembre 2008 à Bruxelles. De plus, un *workshop* a été organisé les 5 et 6 mars 2008 à Bruxelles. Lors de la première conférence, la synthèse des liens « effets – causes » a été élaborée par les experts de la santé et de l'exposition. À l'atelier du mois de mars, un intense échange a été établi avec d'autres acteurs dans le domaine de la qualité de l'air ou de la santé, des producteurs de matériaux aux représentants des organisations de protection des consommateurs, des décideurs politiques aux agents des dispositifs sanitaires, sur les défis et les ambitions pour EnVIE.

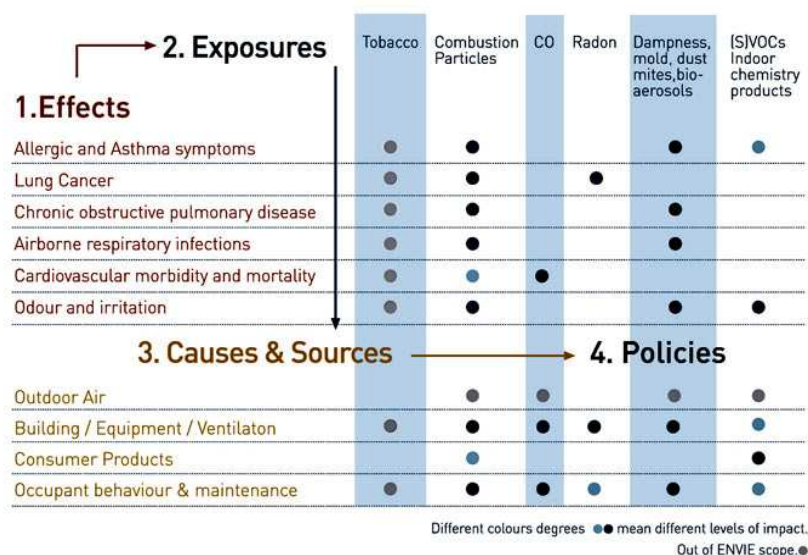
À la prochaine conférence des 16 et 17 septembre 2008, EnVIE présentera une première version de son document de politique sur « Qualité de l'Air Intérieur et Santé ». Un vaste spectre d'experts aux expériences diverses, scientifiques, techniques et de gestion, incluant, bien sûr des représentants des institutions chargées des politiques en question, seront invités à réagir à la proposition de EnVIE.

Ainsi, vers la fin octobre 2008, ceux qui se sont engagés dans EnVIE auront la joie de présenter à Bruxelles une contribution équilibrée, fondée et mûrie qui puisse servir de support à une politique de la qualité de l'air mieux structurée, holistique et conséquente.

Tous sont invités à nous rejoindre à Bruxelles les 16 et 17 septembre prochain pour la conférence finale de EnVIE.

**Pr. Eduardo DE OLIVEIRA FERNANDES, Université de Porto**

Télécharger les actes des conférences EnVIE sur le site web : <http://www.envie-iaq.eu>



*Schéma conceptuel du projet EnVIE*

## SOMMAIRE

Substances → p2 ; Lieux de vie → p7 ; Effets sanitaires → p9 ; Expologie – Évaluation des risques → p14 ; Informations diverses → p19

Les astérisques renvoient aux termes du glossaire. → p25

Le présent bulletin rassemble les analyses faites par les experts du réseau RSEIN, de travaux scientifiques récents sélectionnés pour leur intérêt scientifique. Le lecteur est invité à se reporter à la liste de tous les articles recueillis pour l'élaboration de ce numéro disponible sur le site Internet du réseau RSEIN : <http://rsein.ineris.fr>. Le lecteur est également invité à consulter le texte intégral de chaque article analysé.



## SUBSTANCES

### Remise en suspension des particules présentes dans les moquettes par l'utilisation d'un aspirateur

**Source :** Corsi R.L., Siegel J.A., Chiang C. ; Particle resuspension during the use of vacuum cleaners on residential carpet ; Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 5(4) [2008]: 232-238.

**Article analysé par :** Marc ABADIE, Laboratoire d'étude des phénomènes de transfert et de l'instantanéité : Agro-industrie et bâtiment – LEPTIAB, Université de La Rochelle ; [marc.abadie@univ-lr.fr](mailto:marc.abadie@univ-lr.fr)

Passer l'aspirateur est généralement considéré comme une activité de nettoyage primordiale pour assurer la bonne hygiène des environnements intérieurs, particulièrement les ambiances qui présentent des moquettes, tapis et tissus. Pourtant, le contact de l'aspirateur, voire de son utilisateur, avec le revêtement chargé de particules potentiellement porteuses de substances toxiques (plomb et pesticides) et/ou d'allergènes, peut contribuer à remettre en suspension dans l'air ces polluants. L'objectif de la présente étude est de caractériser et de quantifier ces épisodes de remise en suspension à court terme.

Une série de 46 expérimentations étalées sur une période de quatre mois a été effectuée dans douze appartements d'Austin (Texas, États-Unis) présentant un revêtement de sol de type moquette. Les appartements sélectionnés pour cette étude appartenaient à des étudiants non-fumeurs et sans

animaux domestiques. Deux aspirateurs ont été testés : un modèle âgé d'un an et un autre neuf, ce dernier étant muni d'un meilleur système de filtration. Des tests ont également été effectués avec l'aspirateur éteint (et même sans aspirateur) afin de caractériser la remise en suspension due au seul contact mécanique de l'aspirateur (et du seul utilisateur) sur la moquette, en s'affranchissant de l'effet de l'air plus ou moins filtré évacué par l'aspirateur. Les mesures de concentrations massiques des PM<sub>10</sub>\* et PM<sub>2,5</sub>\* ont été effectuées à 1 m au-dessus du sol, au centre de la pièce avec toutes les portes et fenêtres fermées, ainsi que la ventilation mécanique contrôlée (VMC) arrêtée. Les expérimentations ont été conduites en trois phases : mesure de la pollution de fond (30 min), utilisation de l'aspirateur (20 min) et mesure de la pollution induite (120 min).

Les résultats sont présentés dans le Tableau ci-dessous. Les concentrations en PM<sub>2,5</sub>\* présentent une augmentation à peine perceptible pendant le passage de l'aspirateur, tandis que celles concernant les PM<sub>10</sub>\* montrent un pic très marqué suivi d'une lente décroissance après l'interruption du nettoyage.

L'effet sur la remise en suspension des PM<sub>2,5</sub>\* reste bien moindre que celui observé pour les PM<sub>10</sub>\*. Les niveaux de concentrations pour l'aspirateur plus ancien sont nettement supérieurs à ceux mesurés pour l'aspirateur neuf équipé d'un meilleur filtre.

### Synthèse des concentrations (et déviations standards) mesurées (µg.m<sup>-3</sup>)

Aspirateur testé	Particules mesurées	n	Concentration de fond (µg.m <sup>-3</sup> )	Concentration pendant le passage de l'aspirateur (µg.m <sup>-3</sup> )	Concentration maximale (µg.m <sup>-3</sup> )
Aspirateur neuf	PM <sub>10</sub> *	8	29 (26)	46 (23)	91 (39)
Aspirateur neuf #	PM <sub>10</sub> *	8	27 (13)	45 (16)	100 (31)
Aspirateur neuf éteint	PM <sub>10</sub> *	6	29 (17)	34 (15)	62 (23)
Aspirateur neuf	PM <sub>2,5</sub> *	8	16 (7)	17 (8)	25 (13)
Vieil aspirateur	PM <sub>10</sub> *	10	32 (37)	67 (44)	119 (68)
Aucun aspirateur	PM <sub>10</sub> *	6	48 (9)	55 (10)	77 (8)

# 24 à 92 jours entre deux séries de mesure, alors que dans les autres configurations, 10 jours s'écoulaient entre deux tests.

Les auteurs concluent que l'utilisation de l'aspirateur est bien à l'origine d'une pollution particulaire induite par la remise en suspension des particules préalablement déposées sur la moquette. Cette pollution à court terme, bien que négligeable pour les PM<sub>2,5</sub>\*, est particulièrement significative pour les PM<sub>10</sub>\*. La remise en suspension dépend de l'efficacité d'aspiration, de l'embout suceur de l'aspirateur, ainsi que de son système de filtration de l'air chargé de poussières. Enfin, les auteurs remarquent que les personnes sensibles aux polluants transportés par les particules ne devraient pas être présentes ni pendant la période de nettoyage, ni immédiatement après.

#### Commentaires

Par une analyse fondée sur un nombre de cas traités statistiquement représentatif, la présente étude a le mérite de clarifier l'impact de l'utilisation de

l'aspirateur. Ainsi, une quantité importante de particules préalablement déposées sur le sol, essentiellement des PM<sub>10</sub>\* et PM<sub>2,5</sub>\*, peut être remise en suspension lors de l'utilisation de l'aspirateur. De plus, cette remise en suspension peut engendrer des niveaux de concentration en particules jusqu'à six fois supérieurs à la pollution de fond. Cependant, on remarquera que ces chiffres représentent des valeurs maximales puisqu'ils ont été obtenus dans des conditions extrêmes (portes et fenêtres fermées, VMC arrêtée) et on peut légitimement penser que l'action d'une ventilation naturelle ou forcée diminuerait considérablement les pics de concentration observés. On regrettera également que les mesures n'aient concerné que la masse totale de particules et qu'aucune analyse complémentaire (granulométrie, composition chimique...) n'ait été effectuée.



## SUBSTANCES

### Fragments fongiques dans des maisons contaminées par des moisissures

**Source** : Reponen T., Seo S-C., Grimsley F. *et al.* ; Fungal fragments in moldy houses: A field study in homes in New Orleans and Southern Ohio ; Atmospheric Environment, 41(37) [2007]: 8140-8149.

**Article analysé par** : Annie MOUILLESEAUX ; [annie.mouilleseaux@noos.fr](mailto:annie.mouilleseaux@noos.fr)

L'existence de fragments d'hyphes dans l'air ambiant est connue depuis 1995. Les examens au microscope optique ont montré qu'ils pouvaient former de 6 à 56 % du total des particules fongiques supérieures à 1 µm. Des études plus récentes ont rapporté que les fragments compris entre 30 nm et

1 µm étaient 500 fois plus nombreux que les spores intactes, ces deux fractions n'étant pas corrélées. L'étude présentée utilise une nouvelle technique de récupération granulométrique des particules submicroniques aéroportées et de caractérisation par la mesure du (1→3)-β-D-glucane.

Les essais portent sur six maisons « moisies » : quatre à La Nouvelle-Orléans ayant subi des inondations lors du passage du cyclone Katrina (jusqu'à 3 mètres de hauteur) et deux dans l'Ohio présentant des infiltrations d'eau dans les sous-sols. Les prélèvements ont été effectués dans les salles de séjour entre juin et septembre 2006, puis répétés de décembre 2006 à janvier 2007 dans deux maisons.

Le nouvel appareil « SEF » (système d'échantillonnage de fragments) conçu par l'équipe de Reponen permet grâce à un système de deux cyclones et d'un filtre de finition en polycarbonate (diamètre des pores : 0,4 µm) d'obtenir trois classes de particules : (a) > 2,5 µm (spores), (b) 1,0-2,5 µm (mélange de spores et de fragments), (c) < 1,0 µm (fragments). L'échantillonnage (débit de 16,72 L.min<sup>-1</sup>) dure entre 120 et 180 min. En parallèle, les spores sont récoltées sur des filtres en polycarbonate « F » (débit de 4 L.min<sup>-1</sup> ; diamètre des pores : 0,4 µm). Trois prélèvements d'air extérieur sont effectués pendant chaque saison. Les tests LAL (au lysat d'amœbocyte de limule) effectués sur les échantillons SEF donnent les teneurs en (1→3)-β-D-glucane dans les différentes classes granulométriques. Les spores sont comptées par microscopie optique sur les prélèvements « F ».

Les dénombrements de spores sont nettement plus élevés dans les maisons de La Nouvelle-Orléans que dans celles de l'Ohio. Cette différence n'est pas observée pour l'air extérieur. Le rapport intérieur/extérieur est compris entre 0,62 et 9,4 ; il est significativement le plus élevé pour La Nouvelle-Orléans. *Aspergillus* et *Penicillium* forment la majorité de la flore identifiée.

Les teneurs totales en (1→3)-β-D-glucane (0,2 à 15,9 ng.m<sup>-3</sup>) sont les plus élevées à La Nouvelle-Orléans (p < 0,001). Selon la fraction considérée, ces teneurs sont de (a) 0,09-12,9 ng.m<sup>-3</sup>, (b) 0,02-4,1 ng.m<sup>-3</sup> et (c) 0,02-0,7 ng.m<sup>-3</sup>. Les teneurs en (1→3)-β-D-glucane obtenues avec l'appareil SEF et l'échantillonneur F sont bien corrélées. Il y a une nette variation saisonnière ; la teneur en (1→3)-β-D-glucane de la fraction (a) est nettement plus élevée en été qu'en hiver, ce qui est l'inverse pour la fraction (c). La corrélation entre les teneurs obtenues pour les deux fractions est moyenne (r = 0,333 ; p = 0,084). Le rapport des teneurs en (1→3)-β-D-glucane dans les fractions (c) et (a) est compris entre 0,011 et 2,2. Ce rapport est significativement plus faible à La Nouvelle-Orléans en été, mais pas en hiver. Il est plus faible en été qu'en hiver pour l'ensemble des maisons (0,28 *versus* 1,0).

Les techniques microbiologiques classiques ne sont pas adaptées à l'étude des fragments qui sont masqués par la multitude des autres particules. Le nouveau système d'échantillonnage couplé à la

mesure du (1→3)-β-D-glucane permet de s'affranchir des problèmes de viabilité et montre son efficacité pour la récupération des seuls fragments fongiques (500 fois plus nombreux que les spores). Les effets cliniques des fragments fongiques ne sont pas connus. Leurs dépôts respiratoires seraient, pour le (1→3)-β-D-glucane, 230 fois plus élevés que pour les spores de *Stachybotrys chartarum* et 5 fois plus élevés chez les enfants que chez les adultes. Ils sont très facilement transportés par la circulation sanguine. Le (1→3)-β-D-glucane dans la fraction (a) suit le même modèle que les teneurs totales en spores en tenant compte de la saison et de la localisation. Par contre, la fraction (c) n'est pas corrélée à la fraction (a). L'hygrométrie hivernale plus faible serait favorable à l'émission des fragments. Les concentrations en (1→3)-β-D-glucane dans les maisons de La Nouvelle-Orléans sont cohérentes avec celles des autres études faites dans des locaux analogues ayant connu les mêmes dégâts. Celles des maisons de l'Ohio sont représentatives d'une contamination faible. L'exposition aux fragments fongiques s'ajoutant à celle des spores, il paraît utile d'inclure cette nouvelle mesure lors de l'évaluation des expositions dans les bâtiments « moisies ».

### Commentaires

Les auteurs ont exploité un nouvel échantillonneur conçu pour prélever les particules fongiques dans la zone submicronique. L'émission de fragments par les moisissures a déjà été évoquée par d'autres auteurs et la question de leur importance en matière de santé et de leurs possibilités d'être des vecteurs de contamination a été posée. Ce nouvel outil permet d'isoler des fragments répondant au test LAL. Ce test répond également pour le pollen et certaines bactéries ; ainsi la mesure du (1→3)-β-D-glucane ne reflète pas seulement la contamination fongique, à l'exception des cas extrêmes où cette dernière prédomine. Dans ces cas précis, comme celui de La Nouvelle-Orléans après le passage du cyclone Katrina, l'isolement de spores est illusoire et la mesure du (1→3)-β-D-glucane dans la fraction submicronique de l'aérosol doit être mise en route. Ce paramètre ne répond cependant pas à la question de savoir si les moisissures sont toujours en expansion et ne caractérise pas non plus la flore contaminante. En tout état de cause, dans de telles situations de forte contamination par les moisissures, il est évident que l'existence de nombreux fragments fongiques de taille submicronique, sans aucun doute porteurs de molécules actives, ne doit pas être négligée.



## SUBSTANCES

### Analyse de la mycoflore contenue dans la poussière en environnement intérieur par séquençage, PCR\* quantitative en temps réel et culture

**Source :** Pitkäranta M., Meklin T., Hyvärinen A. *et al.* ; Analysis of fungal flora in indoor dust by ribosomal DNA sequence analysis, quantitative PCR and culture ; Applied and Environmental Microbiology, 74(1) [2008]: 233-44.

**Article analysé par :** Marina MOLETTA-DENAT, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB ; [marina.moletta@cstb.fr](mailto:marina.moletta@cstb.fr)

La mycoflore des environnements intérieurs est fréquemment évoquée dans les problèmes sanitaires et la dégradation des matériaux du bâtiment. La description de la mycoflore est traditionnellement basée sur ses caractéristiques morphologiques après mise en culture dans des conditions optimisées de croissance. Les difficultés rencontrées par une telle approche sont maintenant bien connues : biais liés à la non-cultivabilité ou à la perte de cultivabilité de certaines souches, temps d'incubation long et problème d'identification de souches ayant des caractéristiques morphologiques proches.

Les outils moléculaires permettent de réaliser *in situ* et sans *a priori* une détection et une identification plus précises et plus rapides des espèces microbiennes. Ils permettent notamment d'enrichir la taxonomie par la découverte de nouvelles espèces, classes/taxons ou phyla. Dans cet article, les auteurs donnent une vision qualitative et quantitative de la mycoflore retrouvée dans la poussière de deux maisons de retraite à travers les résultats de plusieurs analyses : moléculaires (clonage/séquençage et PCRq\*), culturales et biochimiques (ergostérol). L'un des établissements présente des contaminations fongiques visibles ainsi que des dégradations importantes du bâtiment dues à la présence de moisissures ; le second constitue le témoin.

L'échantillonnage de la poussière est réalisé deux fois par semaine à l'aide d'un aspirateur sur une durée de 1 à 3 mois. Quatre campagnes de prélèvement sont réalisées correspondant aux quatre saisons. La mise en culture est réalisée à partir d'une dilution dans 100 µL, dans les deux jours qui suivent la collecte. L'extraction de l'ADN est réalisée par deux méthodes différentes du fait de l'ajout d'un étalon interne (conidies de *Geotrichum candidum*) pour l'analyse en PCRq\*. Dans le cas du clonage/séquençage, 100 µL de matrice ADN sont extraits à partir de 50 mg de poussières par lyse chimique et mécanique. Pour la PCRq\*, la lyse chimique et mécanique ainsi que deux purifications sont effectuées. L'amplification par PCR\* à l'aide de la polymérase *pfu* et d'amorces spécifiques de champignons permet de cibler les ADNs ribosomiaux. L'analyse en PCRq\* a été effectuée

pour sept groupes fongiques : *Cladosporium cladosporioides*, *Eurotium* spp., *Trichoderma* spp., *Stachybotrys chartarum*, *Aspergillus sydowii*, *Penicillium digitatum* et *Penicillium* spp. La charge fongique totale est fournie par quantification de l'ergostérol.

Les résultats de séquençage montrent qu'une grande diversité d'espèces fongiques compose la mycoflore retrouvée dans les environnements intérieurs investigués. Sur 1 578 séquences affiliées aux champignons, 1 339 d'entre elles identifient 394 OTU affiliées aux champignons (*operational taxonomic unit* = définition moléculaire de l'espèce). Parmi les 394 séquences, 59 % sont affiliées aux Basidiomycètes et 39 % aux Ascomycètes. La diversité fongique observée apparaît très différente de la mycoflore cultivable avec notamment l'absence dans la flore dominante de *Penicillium* spp. et d'*Aspergillus* spp., ainsi que la dominance des Basidiomycètes (voir Tableau). Les auteurs retrouvent de manière sporadique des espèces ayant un impact sanitaire telles que *Stachybotrys echinata*, *Trichosporon* spp., *Mucor hiemalis* et *Alternaria tenuissima*. La mycoflore montre des variations saisonnières avec une augmentation de la diversité l'été. Cette observation est probablement le résultat du transfert de la mycoflore de l'extérieur vers l'intérieur de l'établissement. En hiver, les levures représentent 60 % des OTU et les champignons filamenteux dominent la mycoflore durant les autres saisons. La mycoflore cultivable est dominée par *Cladosporium* spp., *Penicillium* spp. et *Sphaeropsidales* et les concentrations les plus élevées sont mesurées au printemps.

La grande diversité des espèces retrouvées n'a pas permis de mettre en évidence une mycoflore type associée à l'un des établissements. En effet, au cours des saisons, les différentes OTU apparaissent de façon sporadique dans l'un ou l'autre des établissements. Seules 20 % des OTU sont retrouvées à la fois dans les deux. Les données quantitatives de culture, de mesure de l'ergostérol et de PCRq\* montrent cependant une charge fongique supérieure dans l'établissement contaminé par rapport à celui servant de contrôle quelle que soit la saison.

D'un point de vue méthodologique, l'association des différentes analyses décrit des images de la diversité fongique à la fois différentes et complémentaires. Comme attendu, une plus grande diversité d'espèces est retrouvée à l'aide des outils moléculaires par rapport à la culture. Seule l'espèce *Cladosporium cladosporioides* a été retrouvée avec les trois types d'analyses effectuées. Par contre, le

milieu de culture semble favoriser la détection de *Penicillium* spp., probablement du fait de ses grandes capacités d'adaptation. Malgré les biais inhérents aux outils moléculaires (mauvaise extraction des acides nucléiques, inhibiteurs de PCR\*...), ceux-ci semblent apporter une plus-value intéressante à l'étude de la diversité fongique, mise en évidence ici pour le groupe *Penicillium* spp. et les Basidiomycètes.

### **Fréquence des OTU (% des clones) les plus abondantes dans les deux établissements investigués**

Espèce	Sous-classe	% Similarité	% dans le bâtiment avec des moisissures visibles	% dans le bâtiment servant de référence
<i>Cladosporium magnusianum</i>	<i>Dothideomycetidae</i>	100	9,9	5,9
<i>Cladosporium tenuissimum</i>	<i>Dothideomycetidae</i>	100	6,2	2,9
<i>Cryptococcus victoriae</i>	<i>Tremellomycetidae</i>	100	3,9	4,7
<i>Malassezia restricta</i>	<i>Exobasidiomycetidae</i>	98,6-99,6	3,1	4,4
<i>Thekopsora areolata</i>	<i>Uredinales incertae sedis</i>	99,4	4,6	2,7
<i>Malassezia restricta</i>	<i>Exobasidiomycetidae</i>	96,9	2,8	2,3
<i>Leptosphaerulina chartarum</i>	<i>Dothideomycetidae</i>	99,8	3,8	1,2
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	<i>Saccharomycetidae</i>	99,9	0,9	3,9
<i>Thekopsora areolata</i>	<i>Uredinales incertae sedis</i>	99,7	0	4,5
<i>Leptosphaerulina trifolii</i>	<i>Dothideomycetidae</i>	99,8	1,4	2,3
<i>Aureobasidium pullulans</i>	<i>Dothideomycetidae</i>	100	2,5	1,1
<i>Malassezia restricta</i>	<i>Exobasidiomycetidae</i>	100	1,4	2
<i>Macrophoma</i> sp.	<i>Dothideomycetidae</i>	95,5	2	0,8
<i>Hypogymnia physodes</i>	<i>Lecanoromycetidae</i>	99,5	0,6	1,4
<i>Phaeosphaeriaceae</i> sp.	<i>Dothideomycetidae</i>	96,5	0	1,7
<i>Chrysomyxa arctostaphyli</i>	<i>Uredinales incertae sedis</i>	92,6	0	1,5

### **Commentaires**

Les auteurs décrivent une vision particulièrement exhaustive de la mycoflore retrouvée dans la poussière de deux maisons de retraite, dont l'une présentant des contaminations visibles. L'association de différents outils d'analyse permet la description à la fois qualitative et quantitative de la

diversité fongique avec une précision accrue. Les perspectives de ce travail résident dans l'application de l'association de ces outils complémentaires à d'autres sites, notamment afin de permettre la mise en évidence des espèces fongiques spécifiques des établissements contaminés.

### **Autres articles d'intérêt sur la thématique SUBSTANCES :**

Marchand C., Le Calvé S., Mirabel P. *et al.* ; Concentrations and determinants of gaseous aldehydes in 162 homes in Strasbourg (France) ; *Atmospheric Environment*, 42(3) [2008]: 505-516.

Odabasi M. ; Halogenated volatile organic compounds from the use of chlorine-bleach-containing household products ; *Environmental Science & Technology*, 42(5) [2008]: 1445-1451.

Bernard C.E., Berry M.R., Wymer L.J., Melnyk L.J. ; Sampling household surfaces for pesticide residues: Comparison between a Press Sampler and solvent-moistened wipes ; *Science of the Total Environment*, 389(2-3) [2008]: 514-521.

Abdallah M.A.E., Harrad S., Ibarra C. *et al.* ; Hexabromocyclododecanes in indoor dust from Canada, the United Kingdom, and the United States ; *Environmental Science & Technology*, 42(2) [2008]: 459-464.

Regueiro J., Llompart M., Garcia-Jares C., Cela R. ; Development of a high-throughput method for the determination of organochlorinated compounds, nitromusks and pyrethroid insecticides in indoor dust ; *Journal of Chromatography A*, 1174(1-2) [2007]: 112-124.

Plaisance H., Leonardis T., Gerboles M. ; Assessment of uncertainty of benzene measurements by Radiello diffusive sampler ; *Atmospheric Environment*, 42(10) [2008]: 2555-2568.



## LIEUX DE VIE

### Relations air intérieur - air extérieur entre le nombre et la concentration massique des particules dans quatre villes européennes

**Source** : Hoek G., Kos G., Harrison R. *et al.* ; Indoor-outdoor relationships of particle number and mass in four European cities ; *Atmospheric Environment*, 42(1) [2008]: 156-169.

**Article analysé par** : Gaëlle GUILLOSSOU, Service des études médicales d'EDF – Gaz de France ; [gaelle.guillossou@edf.gdf.fr](mailto:gaelle.guillossou@edf.gdf.fr)

L'objectif de ce travail, réalisé dans le cadre du projet européen RUIOH (*Relationship between ultrafine and fine particulate matter in indoor and outdoor air and respiratory health*), était d'évaluer les relations pouvant exister entre l'air intérieur d'habitations et le milieu extérieur en mesurant le nombre, la concentration massique et la composition des particules.

D'octobre 2002 à mars 2004, à Amsterdam, Athènes, Birmingham et Helsinki, la concentration massique des PM<sub>10</sub>\* et PM<sub>2,5</sub>\* (moyenne journalière), le nombre de particules (moyennes journalière et horaire des particules de diamètre compris entre 7 nm et 3 µm), les compositions en carbone élémentaire (suie) et sulfate ont été mesurées durant une semaine en centre ville, à l'extérieur proche (balcon, jardin), puis à l'intérieur (salon) des domiciles de 152 patients asthmatiques ou souffrant de maladies pulmonaires chroniques obstructives. Du fait d'une trop grande volatilité, la mesure du nitrate, envisagée au début de l'étude n'a pas été poursuivie. Les volontaires inclus dans l'étude devaient remplir un questionnaire concernant les caractéristiques de leur habitation (qui devait dans la mesure du possible contenir peu de sources de pollution intérieure), puis leur budget espace-temps-activités. Ces volontaires devaient être non-fumeurs et leur entourage ne pas comprendre de fumeur régulier. Les spécificités nationales (importance du nombre de foyers utilisant des cuisinières à gaz) ont été prises en considération.

Les concentrations mesurées en ville en un point central, à proximité puis à l'intérieur des habitations différent d'une ville à l'autre. Les concentrations intérieures, tous polluants confondus, sont généralement inférieures aux concentrations extérieures. Les valeurs diurnes sont supérieures aux valeurs nocturnes, et des pics ont pu être observés pour tous les environnements, essentiellement en début de matinée (trafic routier et préparation des repas), puis, de façon moins marquée, en début de soirée.

Le nombre de particules mesuré en un site urbain central était faiblement corrélé aux valeurs relevées dans les 152 habitations. À l'inverse, les concentrations massiques des PM<sub>2,5</sub>\* relevées sur ces mêmes sites urbains étaient fortement corrélées aux valeurs intérieures.

Bien que les concentrations relevées aux différents points de mesure varient d'une ville à l'autre, de fortes corrélations extérieur/intérieur ont été observées concernant les teneurs en sulfate, les suies et, dans une moindre mesure, les PM<sub>2,5</sub>\*, dans les quatre villes de l'étude. De telles corrélations n'ont pu être relevées pour les PM<sub>10</sub>\* et pour le nombre de particules, ce dernier étant plus dépendant de sources d'émission proches et variables (trafic routier pour les teneurs en extérieur ; préparation et cuisson des repas, utilisation d'une cuisinière à gaz, utilisation de bougies ou d'encens en intérieur, le tabagisme étant extrêmement limité dans cette étude).

La présente étude, menée dans des conditions réelles d'habitation des logements investigués, s'est intéressée aux relations entre les pollutions particulières intérieure et extérieure, en considérant plusieurs paramètres dont le nombre et la composition des particules. Selon les auteurs, cette méthode présente des avantages (nombre important d'habitations étudiées, mode de vie réaliste des habitants), mais aussi des inconvénients (impact de facteurs spécifiques tels que le renouvellement d'air ou les sources spécifiques de pollution difficiles à évaluer).

Les résultats, cohérents avec les conclusions de précédentes études, soulignent que mesurer la concentration massique et le nombre de particules en un seul point urbain ne reflète pas l'exposition personnelle à ces différents paramètres de la pollution atmosphérique avec suffisamment de précision. La prise en compte de l'environnement extérieur proche et plus encore celle du milieu intérieur semblent pour cela plus adaptées.

## Commentaires

Il est intéressant qu'une telle étude, bien que lourde et difficile à mettre en œuvre, ait été réalisée dans quatre grandes villes européennes présentant de grandes différences tant climatiques (nord et sud de l'Europe), qu'environnementales (densité du trafic, densité de population) et sociologiques (modes de vie des habitants). Elle offre l'avantage de s'intéresser non seulement à la composition des particules, mais aussi à leur nombre, paramètre important lorsque l'on s'intéresse à l'impact sanitaire des particules ultrafines. Peut-être aurait-il été intéressant que les volontaires portent des systèmes de mesure individuels afin que l'on puisse cerner au mieux leur exposition personnelle aux polluants particuliers. Les préconisations des auteurs (besoin

d'études de validation locales, multiplication des points de mesure dans les environnements extérieurs et intérieurs dans le cadre des études épidémiologiques) sont pertinentes mais difficiles à appliquer étant donné les difficultés méthodologiques, financières et de recrutement de volontaires qu'elles impliquent.

Pour aller plus loin sur le sujet :

Lianou M., Chalbot M.C., Kotronarou A. *et al.* ; Dependence of home outdoor particulate mass and number concentrations on residential and traffic features in urban areas ; J Air Waste Manag Assoc, 57(12)[2007]: 1507-1517.

Franck U., Tuch T., Manjarrez M. *et al.* ; Indoor and outdoor submicrometer particles: exposure and epidemiologic relevance ("the 3 indoor Ls") ; Environ Toxicol, 21(6)[2006]: 606-613.



## LIEUX DE VIE

### Dispersion et dépôt des particules dans les cavités ventilées : essai et évaluation des modèles eulériens et lagrangiens

**Source** : Zhao B., Yang C., Yang X. and Liu S. ; Particle dispersion and deposition in ventilated rooms: Testing and evaluation of different Eulerian and Lagrangian models ; Building and Environment, 43(4) [2008]: 388-397.

**Article analysé par** : Tímea DENES-BEJAT, Laboratoire d'étude des phénomènes de transfert et de l'instantanéité : Agro-industrie et bâtiment – LEPTIAB, Université de La Rochelle ; [timea.denes@univ-lr.fr](mailto:timea.denes@univ-lr.fr)

Zhao *et al.* proposent une étude comparative de trois modèles de prédiction de la distribution et du dépôt des particules à l'intérieur des espaces ventilés. L'objectif de l'étude est d'une part de tester la performance des différentes méthodes de dispersion des particules solides dans l'air et d'autre part d'évaluer leur efficacité de calcul de dépôt pariétale en les mettant en comparaison avec des valeurs de mesures provenant de la bibliographie.

Trois modèles numériques de comportement particulaire ont été sélectionnés : un lagrangien de type stochastique et deux eulériens, qui impliquent le modèle de dépôt de Lai et Nazaroff <sup>(1)</sup>. L'écoulement (sans particule) a été résolu avec un code CFD\* (modèle k-ε RNG et modèle de zéro équation). Le modèle lagrangien intègre les forces de traînée et de gravité, complétées par la force de Saffman. Cette force apparaît dans la couche limite visqueuse et est due au gradient de la vitesse de l'air. Le modèle de dépôt est simple : une fois que la particule touche la paroi, elle y reste collée. Le nombre de particules étudiées simultanément monte à 16 000, ce qui n'est pas négligeable. Le premier modèle eulérien, modèle de mélange (*mixture*), ne prend pas en compte l'effet de la gravité contrairement au deuxième, modèle de gradient de diffusion (*drift flux*). Les auteurs ont utilisé des résultats expérimentaux de Chen *et al.* <sup>(2)</sup> pour la comparaison expérimentale – numérique. Ils ont étudié deux taux de renouvellement d'air, 10 et 20 vol.h<sup>-1</sup>, et une seule taille de particules, les PM<sub>10</sub>\*.

Dans cet article, trois types de résultats ont été présentés. Les premiers sont des valeurs de concentration dans les sections verticales à différentes distances de l'injection. Le deuxième type se focalise sur la distribution de la concentration dans les plans horizontaux, tandis que le troisième représente les valeurs de vitesse de dépôt en comparaison avec des résultats issus d'une autre étude expérimentale. Les résultats d'une méthode eulérienne, de type modèle scalaire passif, sont également présentés à titre de comparaison.

Les commentaires des auteurs soulignent que le modèle lagrangien et le modèle gradient de diffusion ont donné des valeurs proches de celles mesurées dans la cellule de Chen *et al.* <sup>(2)</sup>. La zone adjacente au plafond a été analysée plus particulièrement, car le modèle lagrangien a donné des valeurs différentes de celles mesurées, tandis que le modèle de gradient de diffusion a fourni des valeurs proches dans cette zone fine. Les auteurs considèrent que les modèles de mélange et scalaire passif ne sont pas capables de fournir des valeurs adéquates de distribution de la concentration pour cette taille de particules (PM<sub>10</sub>\*). Ils soulignent que pour les valeurs de vitesse de dépôt, les modèles eulériens ont bien fonctionné indépendamment de la vitesse de l'air, alors que le modèle lagrangien n'a pu fournir des valeurs proches des mesures que pour les vitesses d'air modérées (10 vol.h<sup>-1</sup>).



## Commentaires

Les auteurs répètent à plusieurs reprises que le dépôt des PM<sub>10</sub>\* est majoritairement influencé par la gravité, ce qui implique que leurs résultats de vitesse de dépôt ne varient pas avec l'augmentation du taux de renouvellement d'air. Ce constat, important pour l'étude des écoulements faiblement pollués, comme dans le cas de l'air intérieur, a déjà été souligné à plusieurs reprises dans de précédents articles. Une étude plus approfondie portant sur l'influence de la géométrie de cellules expérimentales reste cependant à effectuer pour une comparaison plus raisonnable. Il faut souligner

également que le choix du taux de renouvellement d'air a été maladroit, car dans le bâtiment, sa valeur habituelle reste comprise entre 0,5 et 5 vol.h<sup>-1</sup>, gamme bien inférieure aux valeurs sélectionnées dans cette étude (10 et 20 vol.h<sup>-1</sup>).

(1) Lai A.C.K., Nazaroff W.W. ; Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces ; Journal of Aerosol Science, 31(4) [2000]: 463-476.

(2) Chen F., Yu S.C.M., Lai A.C.K. ; Modeling particle distribution and deposition in indoor environments with a new drift-flux model ; Atmospheric Environment, 40(2) [2006]: 357-367.

### Autres articles d'intérêt sur la thématique LIEUX DE VIE :

Fox K., Castanha E., Fox A. *et al.* ; Human K10 epithelial keratin is the most abundant protein in airborne dust of both occupied and unoccupied school rooms ; Journal of Environmental Monitoring, 10(1) [2008]: 55-59.

Hashiguchi N., Hirakawa M., Tochiara. *et al.* ; Effects of setting up of humidifiers on thermal conditions and subjective responses of patients and staff in a hospital during winter ; Applied Ergonomics, 39(2) [2008]: 158-165.

Menichini E., Lacovella N., Monfredini F., Turrio-Baldassarri L. ; Relationships between indoor and outdoor air pollution by carcinogenic PAHs and PCBs ; Atmospheric Environment, 41(40) [2007]: 9518-9529.

de Jong P., van Dijk W. ; Modeling gamma radiation dose in dwellings due to building materials ; Health Physics, 94(1) [2008]: 33-42.



## EFFETS SANITAIRES

### Association entre phtalates dans les poussières de maison et allergie chez des enfants bulgares

**Source** : Kolarik B., Naydenov K., Larsson M. *et al.* ; The association between phtalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children ; Environmental Health Perspectives, 116(1) [2008]: 98-103.

**Article analysé par** : Véronique EZRATTY, Service des études médicales d'EDF et de Gaz de France ; [veronique.ezratty@edf.gdf.fr](mailto:veronique.ezratty@edf.gdf.fr)

Des études épidémiologiques ont mis en évidence une association entre teneur en phtalates dans les environnements intérieurs (provenant des matériaux en PVC) et manifestations allergiques des voies respiratoires, de la muqueuse nasale et de la peau. L'objectif de cette étude était d'évaluer si des symptômes allergiques persistants observés chez des enfants bulgares d'âge préscolaire étaient liés à la concentration en phtalates mesurée dans les poussières recueillies dans leur chambre à coucher.

L'étude, dont le protocole est similaire à celui de l'étude suédoise DBH (*Dampness in Buildings and Health*), comportait deux phases : une étude transversale par questionnaire adressé aux parents d'enfants de moins de 7 ans des villes de Sofia (1,2 million d'habitants) et de Burgas (0,2 million d'habitants) (ALLHOME-1), ainsi qu'une étude cas-témoin (ALLHOME-2) comprenant l'inspection des logements, des mesures de l'exposition et des

examens médicaux. Sur 272 enfants sélectionnés (136 cas et 136 témoins), des prélèvements de poussières ont pu être effectués dans la chambre de 102 enfants de 2 à 7 ans ayant eu des symptômes du type sifflements et/ou rhinite et/ou eczéma dans l'année précédente (cas) et dans celle de 82 enfants asymptomatiques et sans antécédents d'asthme et d'allergie (témoins). Les échantillons étaient analysés pour leur contenu en diméthyle phtalate (DMP), diéthyle phtalate (DEP), di-n-butyle phtalate (DnBP), butylbenzyle phtalate (BBzP), di-(2-éthylhexyle) phtalate (DEHP) et di-n-octyle phtalate (DnOP). Toutes les analyses multivariées comportaient des ajustements sur l'âge, le sexe, le tabagisme pendant la grossesse et la première année de vie, le tabagisme à la maison et des antécédents familiaux d'asthme ou d'allergie. La fréquence d'utilisation d'encaustique, source de phtalates, et la fréquence de dépoussiérage des meubles étaient également prises en compte.

La concentration en DEHP dans les poussières de maison était du même ordre de grandeur que dans d'autres études, y compris dans l'étude suédoise DBH. En revanche, la concentration en BBzP était plus élevée et surtout, les niveaux de DnBP étaient 40 fois supérieurs en Bulgarie comparés aux autres pays. Des concentrations plus élevées en DEHP ont été trouvées dans les logements des cas par rapport à ceux des témoins (1,24 *versus* 0,86 mg/g de poussière). La concentration en DEHP était significativement associée avec des sifflements dans les douze mois qui précèdent, rapportés par les parents ( $p = 0,035$ ). Une relation dose-réponse a été retrouvée entre la concentration en DEHP et le fait d'être un cas, et entre la concentration en DEHP et des sifflements dans les douze mois qui précèdent. L'utilisation d'encaustique renforçait l'association entre les symptômes et la concentration en DEHP. L'ajustement sur la fréquence de dépoussiérage des meubles ne modifiait pas les résultats.

Cette étude montre que des phtalates, en particulier le DEHP, sont présents dans tous les échantillons de poussières prélevés dans des logements bulgares et retrouve une association significative entre la concentration en DEHP dans les poussières de maison et la survenue de sifflements chez les jeunes enfants potentiellement exposés. Ces résultats rejoignent ceux de l'étude DBH réalisée en Suède où pourtant les conditions géopolitiques et socioculturelles, ainsi que les caractéristiques des bâtiments et du climat, sont très différentes de celles de la Bulgarie. Des études sont encore nécessaires pour comprendre les mécanismes à l'origine des effets sanitaires induits par les phtalates.

## Commentaires

Les résultats de cette étude renforcent l'hypothèse d'une association entre la teneur en DEHP dans les poussières de maison et les symptômes d'asthme et d'allergie chez les jeunes enfants. Ce travail présente également l'intérêt d'illustrer combien la mise en application d'une méthodologie similaire dans des pays différents est délicate avec deux difficultés majeures pour les investigateurs de l'étude conduite en Bulgarie : un taux de réponse au questionnaire de 34,5 % comparé à un taux de 80 % en Suède, ainsi que l'impossibilité de prendre comme critère de substitution ou « proxy » des phtalates, la présence d'un sol en PVC dans la chambre des enfants (en Bulgarie, on ne distingue pas les sols recouverts de linoléum ou de PVC ; le terme *balatum* est utilisé pour les deux). Une des principales limites de l'étude conduite en Bulgarie, non discutée par les auteurs, est l'absence d'ajustement sur l'humidité et la présence de moisissures. L'humidité augmente à la fois la dégradation des sols en PVC et la prolifération microbienne, deux facteurs de risque potentiels de l'asthme. Dans l'étude « jumelle » suédoise DBH, l'association entre la présence de matériaux en PVC et les symptômes d'asthme et d'allergie chez les enfants était retrouvée en présence de problèmes d'humidité.

### Pour aller plus loin sur le sujet :

Bornehag C., Sundell J., Hagerhed-Engman L. *et al.* and the DBH-study group ; Dampness at home and its association with airway, nose, and skin symptoms among 10,851 preschool children in Sweden: a cross sectional study ; *Indoor Air*, 15(suppl 10) [2005]: 48-55.

Bornehag C., Sundell J., Weschler C. *et al.* ; The association between asthma and allergic symptoms in children and phtalates in house dust: a nested case-control study ; *Environmental Health Perspectives*, 112(14) [2004]: 1393-1397.



## EFFETS SANITAIRES

### Produits d'entretien, sifflement persistant et fonction respiratoire : quel effet du statut atopique ?

**Source** : Henderson J., Sheriff A., Farrow A. and Ayres J.G. ; Household chemicals, persistent wheezing and lung function : effect modification by atopy ? *European Respiratory Journal*, 31(3) [2008]: 547-554.

**Article analysé par** : Marie-Thérèse GUILLAM, SEPIA-Santé ; [mtguillam\\_sepia@orange.fr](mailto:mtguillam_sepia@orange.fr)

Plusieurs études ont mis en évidence un risque accru d'asthme chez les professionnels du nettoyage et il semble désormais acquis que les produits chimiques manipulés en représentent une cause directe. Dans ce travail, les auteurs ont exploré, via

une cohorte prospective mère-enfant (ALSPAC, *Avon Longitudinal Study of Parents and Children*), les liens entre les sifflements chez l'enfant et l'utilisation de produits ménagers par la mère pendant la grossesse.

14 541 femmes enceintes du comté d'Avon (Royaume-Uni) ont été incluses dans cette cohorte entre 1991 et 1992. Les sifflements chez l'enfant ont été renseignés par la mère pour cinq périodes : 0-6 mois ; 6-18 mois ; 18-30 mois ; 30-42 mois et 69-81 mois. Six phénotypes de sifflements ont été étudiés : 1) aucun sifflement ; 2) sifflements précoces et transitoires, i.e. sifflements entre 0 et 18 mois, mais pas entre 69 et 81 mois ; 3) sifflements intermédiaires transitoires, i.e. sifflements entre 18 et 42 mois, mais pas entre 0 et 18 mois, ni entre 69 et 81 mois ; 4) sifflements précoces persistants, i.e. sifflements entre 0 et 18 mois et entre 69 et 81 mois ; 5) sifflements intermédiaires persistants, i.e. sifflements entre 18 et 42 mois et entre 69 et 81 mois, mais pas entre 0 et 18 mois ; 6) sifflements tardifs, i.e. premiers sifflements après 42 mois et avant 81 mois. Des tests cutanés ont été réalisés à l'âge de 7,5 ans. L'atopie a été définie par une réaction positive à un des allergènes testés (chat, graminées ou acariens). La fonction pulmonaire a été mesurée à l'âge de 8,5 ans.

Pendant la grossesse, les mères ont rempli un questionnaire sur la fréquence d'utilisation de quinze produits chimiques : (0) jamais, (1) moins d'une fois par semaine, (2) une fois par semaine, (3) la plupart des jours, (4) chaque jour. Les fréquences d'utilisation (0 à 4) des onze produits les plus utilisés (désinfectants, eau de javel, aérosols, désodorisants, nettoyeurs vitre, peintures ou vernis, nettoyeurs moquette, térébenthine/white-spirit, pesticides/insecticides, décapants, détachants) ont été sommées pour établir un indice d'exposition (potentiellement compris entre 0 et 44) pour chaque répondant. Ensuite un indice standardisé (z-score) a été calculé en soustrayant la moyenne des scores à l'indice de chaque sujet, puis en divisant par la déviation standard. Les associations entre z-scores et les sifflements ont été analysées dans des modèles de régression logistique ordinaire, et celles entre z-scores et fonction pulmonaire dans des modèles linéaires multivariés avec prise en compte d'un grand nombre de facteurs de confusion potentiels.

***Odds ratios non ajustés et ajustés pour les différents types de sifflements selon l'indice standardisé d'exposition aux produits d'entretien (z-score) et stratifiés selon l'atopie***

	Non ajustés		Ajustés #				p <sup>+</sup>		
	n	OR* (IC <sub>95%*</sub> )	Tous les sujets		Non atopiques			Atopiques	
			n	OR* (IC <sub>95%*</sub> )	n	OR* (IC <sub>95%*</sub> )		n	OR* (IC <sub>95%*</sub> )
Sujets	7 162		5 987		3 240		908		
Aucun sifflement	4 072	1,00 <sup>∇</sup>	3 522	1,00 <sup>∇</sup>	1 971	1,00 <sup>∇</sup>	433	1,00 <sup>∇</sup>	
Sifflements précoces transitoires	1 909	1,11 (1,05–1,18)	1 501	1,07 (0,99–1,14)	896	1,06 (0,97–1,16)	188	0,99 (0,81–1,22)	0,8
Sifflements intermédiaires transitoires	413	1,37 (1,24–1,53)	317	1,21 (1,08–1,38)	105	1,41 (1,13–1,76)	106	0,89 (0,69–1,15)	0,001
Sifflements précoces persistants	452	1,12 (1,01–1,24)	256	1,13 (1,01–1,28)	193	1,11 (0,94–1,31)	63	1,13 (0,84–1,52)	0,7
Sifflements intermédiaires persistants	149	1,08 (0,91–1,29)	129	1,11 (0,91–1,36)	35	1,47 (1,02–2,13)	56	0,82 (0,59–1,13)	0,004
Sifflements tardifs	167	0,98 (0,83–1,16)	140	1,07 (0,88–1,29)	40	1,69 (1,19–2,41)	62	0,85 (0,63–1,16)	0,006

# ajustement sur les paramètres suivants : surpeuplement du domicile, niveau d'éducation de la mère, tenue du foyer, sexe, exposition à la fumée de tabac environnementale, antécédent d'asthme chez la mère, ordre dans la fratrie, âge de la mère à l'accouchement, tabagisme pendant la grossesse, mois de remplissage du questionnaire d'exposition aux produits d'entretien et heures travaillées à l'extérieur par la mère

<sup>∇</sup> valeur de référence

<sup>+</sup> test d'interaction

Les données sanitaires et d'exposition ont pu être recueillies pour 7 162 couples mère-enfant. Atopie et sifflements sont liés, sauf pour le groupe 2 des sifflements précoces et transitoires. Si 18 % des enfants non siffleurs sont atopiques, ils sont 24 % dans le groupe 3, 48,6 % dans le groupe 4, 62,4 % dans le groupe 5 et 59 % dans le groupe 6. L'indice d'exposition varie entre 0 et 30 avec une moyenne de 9,4 +/- 4,1. Les moyennes du score d'exposition ne sont pas différentes entre les enfants atopiques et non atopiques. Les associations brutes et ajustées entre sifflements et score avec une stratification sur l'atopie sont présentées dans le Tableau en page précédente. Le score d'exposition est associé fortement de manière positive et significative avec les sifflements du groupe 4 (sifflements précoces persistants) pour l'ensemble des enfants. La stratification sur l'atopie modifie ces associations : alors que plus aucune association significative n'est mesurée entre score et sifflements chez les enfants atopiques, des associations significatives et plus fortes sont mesurées chez les enfants non atopiques, avec une augmentation du score d'exposition pour des sifflements précoces persistants (groupe 4), des sifflements intermédiaires persistants (groupe 5), des sifflements tardifs (groupe 6). Les indices de fonction pulmonaire diminuent avec l'augmentation du score d'exposition, mais l'interaction avec l'atopie est non significative.

Aucune association spécifique entre les effets sanitaires et les scores d'exposition correspondant à chacun des onze produits chimiques ou correspondant à ceux contenant des composés organiques volatils ou non n'a été mise en évidence.

Cette étude confirme un résultat antérieur, montrant une association entre l'usage fréquent de produits chimiques au domicile et les sifflements de la petite enfance et montre une persistance de cette association jusqu'à l'âge de 7 ans. Un des résultats importants de cette étude est que cette association est plus forte et significative chez les enfants non atopiques, en comparaison des enfants atopiques. Les auteurs mettent ce résultat en parallèle avec l'hypothèse hygiéniste selon laquelle l'augmentation de la prévalence des maladies allergiques serait due à une moindre exposition aux microorganismes durant la petite enfance du fait des mesures d'hygiène. L'hypothèse soulevée ici est que le développement d'effets sanitaires chez les enfants

pourrait être dû à une exposition à des produits chimiques à usage domestique plus fréquemment employés dans les intérieurs les plus « propres ».

Selon les auteurs, il est impossible d'attribuer les associations mises en évidence spécifiquement à une exposition *in utero*. Les données recueillies à huit mois post-partum sont en effet extrêmement corrélées à celles recueillies pendant la grossesse. Par ailleurs, ils soulignent le fait qu'une validation des données recueillies par questionnaire a été réalisée dans un échantillon de la cohorte : les niveaux de COV\* au domicile étaient corrélés avec l'utilisation des désodorisants et des aérosols reportée dans les questionnaires.

Les auteurs confrontent leurs résultats avec ceux obtenus lors d'expositions professionnelles aux produits chimiques qui montrent des risques accrus d'asthme notamment chez les agents de nettoyage. Certaines de ces études suggèrent une origine non allergique de ce type d'asthme, ce que les auteurs rapprochent de leurs résultats chez les enfants non atopiques. Selon eux, des investigations sont nécessaires afin d'identifier les agents spécifiquement responsables de sifflements chez les enfants.

### **Commentaires**

Cette étude comporte le biais (défaut de mémoire) classiquement associé aux études recueillant des données sanitaires et d'exposition par questionnaire, ceci bien que les auteurs aient validé – en partie – dans un sous-échantillon leur méthode de recueil des données d'exposition.

Le résultat mis en évidence est intéressant car il explore l'exposition chimique pendant la petite enfance et le développement des problèmes respiratoires qui peuvent perdurer. Cette question avait déjà été notamment abordée dans plusieurs travaux de l'équipe du Pr. Alfred Bernard sur les maladies respiratoires et la fréquentation des piscines chlorées, mais aussi avec l'utilisation des produits domestiques chlorés. Le fait que des conditions d'hygiène accrues peuvent générer des problèmes respiratoires, à la fois du fait d'une moindre exposition à des agents microbiens pendant l'enfance et du fait d'exposition à des produits chimiques utilisés pour cette hygiène, apparaît pertinent et mérite d'être approfondi.



## EFFETS SANITAIRES

### Étude cas-témoin sur le risque de cancer du poumon lié à l'exposition domestique au radon dans le comté du Worcester, Massachusetts

**Source :** Thompson R.E., Nelson D.F., Popkin J.H., Popkin Z. ; Case-control study of lung cancer risk from residential radon exposure in Worcester County, Massachusetts ; *Health Physics*, 94(3) [2008]: 228-241.

**Article analysé par :** Hélène BAYSSON ; [helene.baysson@laposte.net](mailto:helene.baysson@laposte.net)

Cet article présente les résultats d'une étude cas-témoin menée dans le comté de Worcester (Massachusetts, États-Unis) sur le risque de cancer du poumon associé à l'exposition au radon dans les habitations. À l'encontre du consensus scientifique international actuel, les auteurs émettent l'hypothèse d'un effet protecteur du radon aux faibles niveaux d'exposition.

Les cas de cancer du poumon et les témoins ont été sélectionnés à partir de la liste des clients de la *Fallon Clinic*. Pour chaque cas, deux témoins ont été individuellement appariés sur le sexe et l'âge (+/- 2,5 années). Les sujets devaient avoir résidé dans leur habitation actuelle (ou leur habitation précédente) pendant au moins dix années. Les données ont été collectées au cours d'un interview réalisé en face à face avec le sujet lui-même ou avec l'un de ses proches. L'historique tabagique et l'historique professionnel du sujet ont été retracés. Pour chaque sujet inclus dans l'étude, la mesure de la concentration en radon a été effectuée grâce à deux dosimètres installés pendant une année dans deux pièces de l'habitation : la chambre à coucher et la pièce la plus fréquentée par le sujet. L'exposition individuelle au radon a été estimée grâce à une prise en compte sophistiquée du temps passé à l'intérieur de chacune des pièces, en considérant le mode de vie du sujet à différentes périodes. L'exposition au

radon a été modélisée par une variable catégorielle en 6 classes (modèle 1), puis par une variable continue en utilisant la méthode des Splines (modèle 2).

Au total, 200 cas et 397 témoins ont été inclus dans l'étude. 21 % des cas et 3 % des témoins n'ont pas pu être interviewés directement. La moyenne de l'exposition au radon est de 60 Bq/m<sup>3</sup> pour les cas et de 66 Bq/m<sup>3</sup> pour les témoins ( $p = 0,0047$ ). Le nombre moyen d'années de résidence dans l'habitation actuelle est de 28,5 années chez les cas et de 30,6 années chez les témoins ( $p = 0,049$ ).

Les odds ratios présentés dans le Tableau ci-dessous sont ajustés sur le nombre d'années de résidence dans l'habitation mesurée, le tabagisme actif, le niveau d'éducation, le niveau de revenus, le nombre d'années d'exposition professionnelle à des cancérigènes pulmonaires.

D'après les auteurs, les résultats de cette étude montrent un effet protecteur du radon aux faibles doses et remettent en cause l'hypothèse d'un modèle linéaire sans seuil. La divergence des résultats par rapport à ceux des études déjà publiées s'expliquerait par une meilleure estimation de l'exposition individuelle au radon (prise en compte de la mobilité du sujet à l'intérieur de l'habitation) et par une modélisation statistique non linéaire.

#### Odds ratios et intervalles de confiance à 95 % par classe de concentration d'exposition au radon

Concentration d'exposition au radon (Bq/m <sup>3</sup> )	Modèle 1 (IC <sub>95%*</sub> )	Modèle 2 (IC <sub>95%*</sub> )
< 25	1,00 [référence 4,4 Bq/m <sup>3</sup> ]	0,75 (0,55 – 1,03)
[25 – 50]	0,53 (0,24 – 1,13) #	0,39 (0,14 – 1,07) #
]50 – 75]	0,31 (0,13 – 0,73) ∇	0,35 (0,12 – 1,04) #
]75 – 150]	0,47 (0,20 – 1,10) #	0,35 (0,13 – 0,99) ∇
]150 – 250]	0,22 (0,04 – 1,13) #	0,36 (0,12 – 1,10) #
> 250	2,50 (0,47 – 13,46)	0,47 (0,11 – 2,04)

#  $p \leq 0,1$

∇  $p \leq 0,05$

## Commentaires

Cette étude individuelle a une faible puissance statistique (200 cas et 397 témoins) et comporte en outre de nombreuses faiblesses méthodologiques :

- sélection des cas et des témoins : le taux de refus de participation est relativement élevé, i.e. 19 % chez les cas et 31 % chez les témoins. Les cancers du poumon sont histologiquement vérifiés ; par contre les diagnostics éventuels chez les témoins ne sont pas indiqués ;
- reconstitution de l'exposition domestique au radon : seule une habitation par sujet a fait l'objet de mesures. 23 % des cas et 31 % des témoins ont occupé leur habitation pendant moins de 20 années. En prenant en compte un temps de latence de 5 ans, l'exposition au radon pendant la période 5-15 années avant l'inclusion dans l'étude n'est pas entièrement connue. En outre, l'exposition au radon dans d'autres bâtiments (lieux de travail par exemple) n'a pas été prise en compte (comme cela l'avait été dans l'étude menée en Iowa <sup>(1)</sup>) ;

- résultats : il aurait été intéressant d'étudier la stabilité des résultats (modèle 1) en considérant d'autres classes d'exposition au radon. La modélisation de cette exposition par la méthode des Splines (modèle 2) est originale, mais les résultats sont difficilement interprétables (classe de référence < 4,4 Bq/m<sup>3</sup>). Comme l'indiquent les auteurs, en utilisant un modèle linéaire, l'odds ratio serait de 1,04 [0,8 – 1,35] pour une augmentation de l'exposition domestique au radon de 100 Bq/m<sup>3</sup>. Ce résultat, non statistiquement significatif, indique une augmentation du risque de cancer du poumon de 4 % pour une augmentation de 100 Bq/m<sup>3</sup>, ce qui est comparable aux résultats observés dans d'autres études déjà publiées en Europe et en Amérique du Nord.

(1) Field R.W., Steck D.J., Smith B.J. *et al.* ; Residential radon gas exposure and lung cancer. The Iowa radon lung cancer study ; American Journal of Epidemiology, 151(11) [2000]: 1091-1102.

### Autres articles d'intérêt sur la thématique EFFETS SANITAIRES :

Brauner E.V., Forchhammer L., Moller P. *et al.* ; Indoor particles affect vascular function in the aged - An air filtration-based intervention study ; American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 177(4) [2008]: 419-425.

Clausen G. and D.P. Wyon ; The combined effects of many different indoor environmental factors on acceptability and office work performance ; HVAC&R Research, 14(1) [2008]: 103-113.

Maertens R.M., Yang X.F., Zhu J.P. *et al.* ; Mutagenic and carcinogenic hazards of settled house dust I: Polycyclic aromatic hydrocarbon content and excess lifetime cancer risk from preschool exposure ; Environmental Science & Technology, 42(5) [2008]: 1747-1753.

Maertens R.M., Gagne R.W., Douglas G.R. *et al.* ; Mutagenic and carcinogenic hazards of settled house dust II: Salmonella Mutagenicity ; Environmental Science & Technology, 42(5) [2008]: 1754-1760.

Suzuki G., Takigami H., Watanabe M. *et al.* ; Identification of brominated and chlorinated phenols as potential thyroid-disrupting compounds in indoor dusts ; Environmental Science & Technology, 42(5) [2008]: 1794-1800.



## EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES

### Exposition individuelle au benzène d'une population habitant dans une banlieue proche de Florence (Italie)

**Source** : Fondelli C., Bavazzano P., Grechi D. *et al.* ; Benzene exposure in a sample of population residing in a district of Florence, Italy ; Science of the Total Environment, 392(1) [2008]: 41-49.

**Article analysé par** : Frédérique GRIMALDI, Faculté de Pharmacie, Marseille ; [frederique.grimaldi@univmed.fr](mailto:frederique.grimaldi@univmed.fr)

L'exposition individuelle au benzène présent dans l'air est influencée par différentes sources, aussi bien à l'extérieur (combustion automobile, industries, stations service), qu'à l'intérieur des bâtiments (tabac, chauffage, bricolage, produits ménagers et d'entretien). L'objectif principal de l'étude est

d'évaluer l'exposition au benzène d'une population de non-fumeurs, non exposés professionnellement, habitant dans une banlieue proche de Florence en Italie et de différencier par la suite leur exposition selon leur mode de transport.

L'étude a inclus 67 adultes (47 tirés au sort et 20 volontaires), non-fumeurs ou ex-fumeurs. Ils portent un tube passif (Radiello®) pendant les quatre premiers jours de la semaine, en hiver et une fois au printemps. Le benzène est également mesuré à l'intérieur et à l'extérieur de quelques habitats répartis en deux groupes selon leur proximité avec l'intensité du trafic automobile. Le dosage de la cotinine urinaire permet de vérifier le statut de non-fumeur et d'évaluer l'exposition à la FTE\*. Les sujets remplissent des questionnaires « budget espace-temps-activités » et cadre de vie domestique et professionnelle. Après désorption thermique, le benzène est analysé en chromatographie en phase gazeuse au moyen d'un détecteur à ionisation de flamme. La cotinine urinaire est dosée par chromatographie liquide haute performance couplée à la spectrométrie de masse. Chaque jour de la période d'échantillonnage, les données météorologiques et les niveaux en benzène dans l'air ambiant de la ville sont recueillis. Avant le traitement statistique des résultats, les auteurs ont classé les sujets en fonction du temps passé dans les transports et de la teneur en cotinine urinaire, à savoir :

- les sujets ayant une cotinine urinaire supérieure à 100 ng/mg de créatinine sont considérés comme des fumeurs actifs et donc exclus du traitement des résultats ;
- le groupe de référence : non-fumeurs, non exposés à la FTE\*, non exposés au trafic automobile, passant 17h/jour au domicile ;

- les usagers de la voiture : personnes passant plus d'une heure par jour dans leur voiture, n'utilisant pas le transport en bus et pouvant être exposés à la FTE\* (cotinine de 0,6 à 80 ng/mg de créatinine) ;
- les usagers du bus : passant une heure par jour dans les transports en bus et pouvant être exposés à la FTE\* (cotinine de 1,4 à 45 ng/mg de créatinine) ;
- les usagers « mixtes » : utilisant chaque jour plus d'un type de transport motorisé (bus, voiture, deux-roues), mais aussi marche, bicyclette, pouvant être exposés à la FTE\* (cotinine entre 0,4 à 90 ng/mg de créatinine).

L'exposition personnelle au benzène est trois fois plus élevée en hiver qu'au printemps et le plus souvent supérieure à 5 µg.m<sup>-3</sup> en hiver <sup>(1)</sup>. Les teneurs en benzène relevées simultanément à l'extérieur et à l'intérieur des habitats sont très bien corrélées en hiver. En hiver, les usagers des engins motorisés (usagers « mixtes ») ont les expositions personnelles les plus élevées, suivis des usagers du bus, puis des usagers de la voiture (voir Tableau).

Pour les auteurs, l'échantillonnage personnel est le meilleur reflet de l'exposition totale au benzène. Néanmoins, ceux-ci précisent que l'intégration sur quatre jours peut masquer une variation accidentelle due à un comportement inhabituel du sujet. Les auteurs soulèvent le problème du changement de comportement du sujet en raison de l'intégration d'un sujet dans une étude quantitative de l'exposition à la pollution de l'air. Apparemment, dans cette étude, la souplesse d'utilisation du badge passif écarte complètement ce biais.

### **Concentrations d'exposition au benzène selon la saison pour les différents groupes (µg.m<sup>-3</sup>)**

	Hiver				Été			
	n	moyenne arithmétique	médiane	gamme	n	moyenne arithmétique	médiane	gamme
<b>Groupe de référence</b>	6	5,2 (± 1,7)	5,7	2,9 – 7,2	3	2,7 (± 0,2)	2,8	2,4 – 2,8
<b>Usagers de la voiture</b>	6	6,8 (± 0,8)	7	5,5 – 7,5	2	2,4 (± 1,1)	2,4	1,6 – 3,2
<b>Usagers du bus</b>	11	6,6 (± 1,9)	6,6	3,1 – 11	9	2,3 (± 0,7)	2,4	1 – 3,2
<b>Usagers mixtes</b>	32	7,5 (± 2,3)	7,4	2,7 – 12,8	37	2,3 (± 0,7)	2,2	1,2 – 4,2

À juste titre, les auteurs sont conscients que leur échantillon (volontaires, étudiants, retraités...) n'est pas représentatif de la population générale de la ville de Florence. Néanmoins, les résultats obtenus sont en accord avec ceux retrouvés dans les principales études européennes. L'exposition au benzène reste toujours plus élevée en hiver en raison des teneurs du polluant plus élevées aussi bien à l'extérieur

(conditions météorologiques favorables à l'émission), qu'à l'intérieur (milieu plus confiné et chauffage). Le regroupement de la population en fonction du mode de transport le plus couramment utilisé a permis de mettre en évidence les taux les plus élevés en benzène chez les sujets roulant en scooter, deux-roues très largement utilisé en Italie.

## Commentaires

Cette étude montre une nouvelle fois l'intérêt de réaliser de la mesure individuelle d'exposition à la pollution de l'air. Les auteurs ont eu le mérite de vérifier le statut de non-fumeur et d'exposition à la FTE\*, ce qui d'ailleurs a réduit la taille de leur échantillon. L'étude confirme que l'exposition individuelle au benzène est liée aux teneurs du polluant dans l'air ambiant, mais également aux modes de vie et de transport des sujets auxquels s'ajoutent les sources intérieures propres à chaque

habitat. Il est regrettable que les mesures à l'intérieur des logements n'aient été réalisées que sur 1/3 de l'échantillon. Globalement, du fait d'un échantillon très restreint, il reste difficile de généraliser les conclusions de ce travail.

(1) Sans vouloir comparer les concentrations d'exposition avec les valeurs de qualité d'air, on peut néanmoins signaler que, pour le benzène, la valeur limite réglementaire de concentration dans l'air est égale à  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (moyenne annuelle).



## EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES

### Mesures et modélisations des expositions personnelles aux COV\* et risques associés

**Source :** Dodson R.E., Houseman E.A., Levy J.I. *et al.* ; Measured and modeled personal exposures to and risks from volatile organic compounds ; Environmental Science & Technology, 41(24) [2007]: 8498-8505.

**Article analysé par :** Philippe GLORENNEC, École des hautes études en santé publique – EHESP ; [philippe.glorennec@ehesp.fr](mailto:philippe.glorennec@ehesp.fr)

Les études d'exposition aux COV\* suggèrent que les expositions personnelles sont supérieures aux concentrations intérieures et extérieures en COV\*, témoignant ainsi de la nécessité de prendre en compte d'autres micro-environnements pour modéliser l'exposition. L'objectif de cette étude est d'examiner l'impact de la prise en compte des environnements, notamment de travail, sur la modélisation de l'exposition. Plus précisément, il s'agit de tester si l'exposition modélisée à partir des concentrations et temps passés dans chaque micro-environnement permet d'estimer l'exposition personnelle mesurée.

Un échantillon de convenance de 55 « cols blancs » non-fumeurs a été constitué à Boston (États-Unis). Les aldéhydes ont été prélevés sur des cartouches de silice et les autres COV\* sur des tubes de charbon actif à désorption thermique (prélèvements actifs). Les prélèvements ont duré 48 heures pour les expositions personnelles et les concentrations environnementales, et deux fois 8 heures pour les concentrations sur les lieux de travail. Les budgets espace-temps ont été collectés au moyen de questionnaires journaliers. La différence entre les expositions modélisée et mesurée a été modélisée au moyen d'un intercept (biais systématique) et d'une erreur aléatoire. Si l'intercept est statistiquement différent de 0, l'exposition modélisée est un estimateur biaisé de l'exposition. Plusieurs degrés de complétude de l'exposition modélisée ont été testés, en incluant successivement les environnements extérieurs, résidentiels intérieurs, professionnels, puis les transports, les repas à l'extérieur du domicile et les commerces. Des excès de risque de cancer ont été calculés à partir des expositions et

des excès de risque unitaire de l'Agence californienne de santé environnementale (OEHHA, *Office of Environmental Health Hazard Assessment*).

Les concentrations étaient plus faibles à l'extérieur qu'à l'intérieur, sauf pour le tétrachlorure de carbone. Les concentrations étaient similaires dans les domiciles et les lieux de travail (bureaux et écoles). Pendant les 48 heures étudiées, les participants ont passé en moyenne 14 heures au travail, 25 heures au domicile, 8 heures dans les transports et les autres lieux et 1 heure à l'extérieur. Le risque médian de cancer calculé à partir des expositions mesurées est de  $3.10^{-4}$ , dominé par le formaldéhyde (33 %), puis le benzène (15 %). Les mesures personnelles sont plus élevées que celles modélisées, la différence étant supérieure à 75 % pour le méthyl-tertiobutyl-éther (MTBE), le toluène, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. Il n'y a que pour le tétrachlorure de carbone que la seule prise en compte de la concentration extérieure permet de modéliser sans biais systématique l'exposition personnelle. L'ajout de l'intérieur du domicile permet d'obtenir un modèle non biaisé pour le trichloroéthylène. En ajoutant le lieu de travail, l'exposition modélisée devient non biaisée pour le chloroforme, le 1,4-dichlorobenzène, le benzène et l' $\alpha$ -pinène. L'intégration des transports ajoute l'éthyl-benzène, et celle des autres environnements mesurés, le tétrachloroéthylène et le styrène. Les expositions au MTBE, au toluène, à l'o-xylène, au d-limonène, au formaldéhyde et à l'acétaldéhyde ne sont pas estimées sans biais, même avec le modèle prenant en compte l'ensemble des micro-environnements.



Les différences de niveaux médians entre mesure et modélisation personnelle de l'exposition suggèrent que d'autres activités ou environnements que ceux mesurés contribuent à l'exposition (par exemple une station service ou un garage, pour les polluants émis par les carburants). Par ailleurs, l'utilisation de mesures intégrées sur 48 heures ne permet pas de prendre en compte une concentration plus importante liée à la fréquentation du lieu. Les auteurs concluent que l'intégration de micro-environnements permet d'améliorer la modélisation de l'exposition, en rappelant que leurs résultats ne concernent que des citoyens travaillant dans des bureaux ou allant à l'école. Ils concluent, après une discussion des outils statistiques utilisés, en recommandant que de futures études d'exposition aient un effectif suffisant pour utiliser des régressions sur les percentiles élevés de l'exposition.

### Commentaires

L'article est intéressant car il aborde la délicate question de savoir « jusqu'où aller ? » dans la modélisation de l'exposition, en testant l'intérêt de l'ajout de micro-environnements successifs. Bien que de nombreux éléments (méthodes de mesure,

résultats) soient renvoyés à des documents téléchargeables, l'article traite de (trop ?) nombreux aspects : comparaison des concentrations mesurées avec d'autres campagnes, discussion de méthodes statistiques, risque de cancer. Dans ce dernier cas, il est dommageable qu'il n'y ait pas de discussion de l'incertitude associée à l'utilisation d'un modèle de risque sans seuil pour le formaldéhyde, dont la relation dose-réponse est très débattue. Ce foisonnement d'angles d'attaque est peut-être au détriment d'une discussion polluant par polluant des résultats en terme de limites éventuelles liées au mesurage, et de différence entre la modélisation et la mesure, notamment lorsque l'exposition modélisée est non biaisée. Une évocation de la portée des résultats selon l'objectif de la mesure de l'exposition (étude épidémiologique, évaluation des risques sanitaires, gestion de risques) aurait permis de mieux cerner les implications. Cela dit, cet article est très riche et témoigne de l'importance des travaux à réaliser en matière d'évaluation de l'exposition, tant en termes de méthodes que de lieux et de populations à investiguer. Il fournit des indications précieuses pour ces nouvelles recherches.



## EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES

### Hierarchisation des risques sanitaires des polluants de l'air intérieur au Japon

**Source** : Azuma K., Uchiyama I. and Ikeda K. ; The risk screening for indoor air pollution chemicals in Japan ; Risk Analysis, 27(6) [2007]: 1623-1638.

**Article analysé par** : Philippe GLORENNEC, École des hautes études en santé publique – EHESP ; [philippe.glorennec@ehesp.fr](mailto:philippe.glorennec@ehesp.fr)

L'attention croissante portée à l'air intérieur au Japon et le besoin de prioriser les actions de réduction des pollutions ont conduit les auteurs à développer une procédure de hiérarchisation des polluants intérieurs fondée sur le risque sanitaire. Elle est présentée et illustrée pour le cas du Japon.

L'exposition est évaluée à partir de mesures résidentielles récentes de concentrations atmosphériques au Japon. L'identification des dangers et l'évaluation de la relation dose-réponse pour les polluants observés sont conduites à partir de rapports d'agences nationales ou internationales d'évaluation des risques sanitaires. Pour les effets déterministes, l'effet critique et le seuil d'effet sont sélectionnés en privilégiant les observations chez l'homme, le NOEL (*No Observed Effect Level*) par rapport au LOEL (*Lowest Observed Effect Level*), l'effet le plus sensible, les expositions longues. Au NOEL (LOEL) sont appliqués un ajustement sur la durée d'exposition, une transposition de voie le cas échéant et des facteurs d'incertitude pour

l'utilisation d'un LOEL, l'utilisation d'une étude subchronique et une transposition d'espèce, afin d'estimer un NOEL chez l'homme pour une exposition vie entière. Une marge d'exposition est calculée en divisant ce NOEL par le percentile 95 des concentrations observées. Pour les effets stochastiques, les cancérogènes classés certains et probables ont été retenus. L'excès de risque vie entière est estimé en multipliant le percentile 95 des concentrations observées par l'excès de risque unitaire identifié dans la littérature (avec éventuellement une transposition de voie). Le composé était classé « A » (action recommandée) ou B (étude approfondie recommandée) lorsque :

- la marge d'exposition était inférieure à 10 ou l'excès de risque vie entière supérieur à  $10^{-5}$  (A) ;
- la marge d'exposition était inférieure à 100 ou l'excès de risque vie entière supérieur à  $10^{-6}$  (B).

Le classement « C » correspond à l'absence de recommandation d'action immédiate.

Les concentrations atmosphériques intérieures (et extérieures) ont pu être estimées et sont présentées pour 159 polluants. Des NOEL chez l'homme ont pu être déterminés pour 92 d'entre eux et des excès de risque pour 5 (dont 4 ayant aussi des effets déterministes). La publication les présente, avec les effets observés, la voie d'exposition, l'espèce étudiée, les facteurs d'incertitude utilisés. Les polluants les plus à risque (classés A et B) sont présentés dans le Tableau ci-dessous, qui précise en outre si les expositions extérieures induisent également un risque sanitaire.

Les risques ont pu être caractérisés pour 93 polluants. Six composés méritent une action immédiate de réduction des expositions : formaldéhyde, acroléine, benzène, tétrachloroéthylène, benzo(a)pyrène et 1,4-dichlorobenzène. Onze méritent des recherches plus approfondies. Le risque le plus élevé est celui du formaldéhyde, dont les auteurs remarquent qu'il est également « bien placé » dans d'autres hiérarchisations en Europe ou en Amérique. Ils observent que les concentrations nippones sont plus élevées et estiment que les actions de réduction ont été prises plus tardivement qu'en Europe ou aux États-Unis.

### Commentaires

Cet article est très intéressant car il traite d'un thème assez rarement abordé dans la littérature : la hiérarchisation de polluants sur des critères sanitaires. Il est en effet le plus souvent abordé dans des rapports d'agences d'évaluation des risques sanitaires qui doivent proposer des priorités. La démarche suivie est présentée clairement et avec transparence. Un grand intérêt est la reconstruction de NOEL à partir des résultats initiaux. Cela permet de s'affranchir des différences de pratiques de construction inter- (et parfois intra-) organismes producteurs. Ces NOEL peuvent être utilisés pour une autre hiérarchisation. Un aspect aurait mérité une discussion plus approfondie : les incertitudes liées à la transposition de la voie orale à l'inhalation pour l'établissement de NOEL. Seuls deux polluants (d-limonène et chlorpyrifos) sont cependant concernés parmi ceux identifiés comme prioritaires. Le choix de ne retenir que des polluants classés cancérogènes certains ou probables restreint de fait la portée de la hiérarchisation aux cancérogènes pour lesquels on dispose d'observations épidémiologiques. Cet exercice est également limité aux composés, déjà très nombreux il est vrai, ayant fait l'objet de mesures.

### Inventaire des composés chimiques présentant un risque pour la santé

	Ratio intérieur/extérieur	Niveau de risque	
		Intérieur	Extérieur
Formaldéhyde	6,5	A	A
Acroléine	3,0	A	A
Benzène	1,7	A	A
Tétrachloroéthylène	2,9	A	A
Benzo(a)pyrène	0,9	A	A
1,4-dichlorobenzène	49,2	A	C
Naphtalène	14,3	B	B
Tétrachlorure de carbone	2,2	B	B
Xylènes	3,9	B	B
Toluène	3,8	B	B
Trichloroéthylène	3,9	B	B
Acétaldéhyde	6,8	B	C
2-butoxyéthanol	90,3	B	C
d-limonène	58,5	B	C
1,2,4-triméthylbenzène	7,1	B	C
1,2-dichloropropane	3,8	B	C
Chlorpyrifos	5,0	B	C

#### Autres articles d'intérêt sur la thématique EXPOLOGIE / ÉVALUATION DES RISQUES :

Tulve N.S., Egeghy P.P., Fortman R.C. *et al.* ; Multimedia measurements and activity patterns in an observational pilot study of nine young children ; Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 18(1) [2008]: 31-44.

Crist K.C., Liu B., Kim M. *et al.* ; Characterization of fine particulate matter in Ohio: Indoor, outdoor, and personal exposures ; Environmental Research, 106(1) [2008]: 62-71.

---

## Autres articles d'intérêt : articles de synthèse parus récemment dans la littérature

Wang S. and Ma Z.J. ; Supervisory and optimal control of building HVAC systems: A review ; HVAC&R Research, 14(1) [2008]: 3-32.

Liu Y., Lee K., Perez-Padilla R. *et al.* ; Outdoor and indoor air pollution and COPD-related diseases in high- and low-income countries ; International Journal of Tuberculosis and Lung Disease, 12(2) [2008]: 115-127.

Casset A., Purohit A., Marchand C. *et al.* ; Le formaldéhyde inhalé et la réponse bronchique ; Revue Française d'Allergologie et d'Immunologie Clinique, 47(2) [2007]: 80-83.

Wang B.L., Takigawa T., Yamasaki Y. *et al.* ; Symptom definitions for SBS (sick building syndrome) in residential dwellings ; International Journal of Hygiene and Environmental Health, 211(1-2) [2008]: 114-120.

Rashid M. and Zimring C. ; A review of the empirical literature on the relationships between indoor environment and stress in health care and office settings - Problems and prospects of sharing evidence ; Environment and Behavior, 40(2) [2008]: 151-190.

Franklin P.J. ; Indoor air quality and respiratory health of children ; Paediatric Respiratory Reviews, 8(4) [2008]: 281-286.

Stern G., Latzin P., Thamrin C. *et al.* ; How can we measure the impact of pollutants on respiratory function in very young children? Methodological aspects ; Paediatric Respiratory Reviews, 8(4) [2007]: 299-304.

Ross J., Chester G., Driver J. *et al.* ; Comparative evaluation of absorbed dose estimates derived from passive dosimetry measurements to those derived from biological monitoring: Validation of exposure monitoring methodologies ; Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 18(2) [2008]: 211-230.

---

## INFORMATIONS DIVERSES

### Compte-rendu de congrès

#### Produits de construction et qualité de l'air intérieur : vers une harmonisation des protocoles européens ?

Dans le cadre de la présidence allemande de l'Europe au 1<sup>er</sup> semestre 2007, l'Agence allemande de l'environnement (*Umweltbundesamt*) a organisé les 4 et 5 juin 2007 une conférence sur les protocoles de caractérisation des émissions des produits de construction et d'évaluation de leur impact sur la QAI\* et la santé. Ces journées avaient pour objectif de faire le point sur les différentes expériences européennes, en vue notamment d'étudier les modalités d'une harmonisation de ces protocoles. Cette dernière porterait sur la préparation des échantillons, les conditions expérimentales à vérifier dans la chambre d'essai, les substances à rechercher, les critères sanitaires d'exploitation des résultats, les modalités de communication de ceux-ci auprès des consommateurs... Les actes de ces journées viennent d'être publiés ; ils proposent des présentations synthétiques des différents protocoles, des réflexions et retours d'expérience sur des points-clés tels que les odeurs, l'identification des substances, l'évolution des émissions dans le temps, l'extrapolation à la réalité dès lors que les matériaux

testés sont ensuite couverts d'un revêtement. Le bilan des perspectives identifiées par les participants à l'issue de la conférence est fourni au travers des résultats d'un questionnaire distribué durant la manifestation. Il en ressort que la base de l'harmonisation apparaît forte puisque la plupart des protocoles utilisent notamment les mêmes méthodes et normes d'essai, des temps de prélèvements comparables et concernent les mêmes produits. Les travaux devraient être désormais repris par le Centre commun de recherche de la Commission européenne à Ispra, Italie.

➔ Pour plus d'informations, télécharger les actes de la conférence :

<http://www.umweltbundesamt.de/building-products/agbb.htm>

La version mise à jour en 2008 du protocole allemand de caractérisation des émissions de COV\* par les matériaux de construction (protocole AgBB) est également téléchargeable à cette adresse.

### Mécanismes d'accumulation et de toxicité des composés organiques volatils chez les végétaux supérieurs

*Cette thèse a été réalisée par Marie-Amélie RZEPKA, Université de Lille 2, E.A. 2690, Toxiques et cancérogènes professionnels et environnementaux, Faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques. Elle a été soutenue le 28 janvier 2008.*

Les feuilles des végétaux possèdent à leur surface une cuticule lipidique, qui leur confère une affinité pour les composés organiques, permettant l'accumulation de substances telles que les pesticides et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces propriétés sont connues et le chou fourrager *Brassica oleracea* dont la cuticule est particulièrement épaisse et riche en cires, est ainsi reconnu et utilisé comme bioaccumulateur de HAP. En revanche, les travaux concernant les COV\* sont moins importants, alors que leurs impacts sur la santé et les écosystèmes ne sont plus à démontrer.

Cette thèse s'intéresse donc à l'accumulation et la toxicité des COV\* à différents niveaux, chez plusieurs modèles végétaux exposés sur la zone industrialo-portuaire de Dunkerque, à proximité d'émetteurs industriels, urbains et en milieu rural. Sur l'ensemble des expositions, les dosages des COV\* mettent en évidence plus de 90 composés organiques accumulés à la surface des feuilles de *Brassica oleracea*. Cependant, peu de composés présents dans l'air sont retrouvés tels quels dans les feuilles, ce qui suggère leur métabolisation en produits dont la toxicité est ignorée et pose question quant au risque induit au sein de la chaîne alimentaire. À la suite de ces expositions, des paramètres cellulaires (marqueurs de stress oxydant enzymatiques ou non, et génotoxicité) ont été suivis. Des différences intéressantes existent entre les marqueurs de stress oxydant selon les typologies, notamment des activités enzymatiques plus élevées sur les sites industriels, et des effets génotoxiques plus importants pour le site rural et les sites urbains. Ces observations sont retrouvées au cours des différentes périodes d'exposition. De façon complémentaire, les résultats du test *Tradescantia* confirment la génotoxicité de l'air sur l'ensemble de la zone d'étude, notamment sur les sites industriels.

Les analyses de régression mettent en évidence la contribution des COV\*, notamment du benzène et de l'o-xylène, dans les effets génotoxiques observés chez le chou. L'o-xylène et l'éthylbenzène sont également impliqués dans les variations d'activités enzymatiques. Ces modifications traduisent une perturbation générale du métabolisme. Elles peuvent également être rapprochées d'une perturbation du métabolisme hormonal. En effet, le suivi des paramètres morphologiques chez *Petunia hybrida* a montré que les COV\* ont provoqué des effets sur la croissance et la foliation, traduisant une perturbation du métabolisme de l'auxine.

Concernant le stress oxydant, d'autres polluants sont impliqués, tels que l'ozone, aux propriétés phytotoxiques connues et qui contribuent considérablement aux variations des dégâts membranaires observés au cours de l'étude.

Ces résultats obtenus dans un contexte extérieur, sont tout à fait transposables à l'environnement intérieur. Ainsi, les végétaux apparaissent être des outils intéressants pour mettre en évidence la présence de COV\* dans l'atmosphère. Grâce à des marqueurs cellulaires et nucléaires, il est également possible d'appréhender leur potentiel génotoxique. Ces travaux sont novateurs et demandent à être poursuivis, notamment par l'étude des voies de métabolisation des COV\* chez les végétaux, et la recherche d'autres marqueurs de toxicité cellulaire, comme les marqueurs apoptotiques.

➔ Pour plus d'informations, contacter Damien CUNY : [damien.cuny@univ-lille2.fr](mailto:damien.cuny@univ-lille2.fr)

---

## Travaux divers

### Caractérisation physico-chimique et étude du transport des particules à l'intérieur des locaux

*Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme PRIMEQUAL II – PREDIT / Particules.*

L'objectif de cette étude est de documenter la nature et la physico-chimie de l'aérosol des environnements intérieurs, mais également de comprendre son évolution et ses interactions avec

les constituants et les équipements du bâtiment. L'apport de connaissances dans ces domaines est crucial pour pouvoir déterminer l'exposition de la population aux particules dans leur environnement.

Une vingtaine d'activités domestiques a été sélectionnée et caractérisée en enceinte expérimentale. Ces activités peuvent être classées en six catégories : combustion, activités de cuisson, utilisation de sprays aérosols, chauffage, entretien des sols et bureautique. Chacune de ces activités représente une source systématique et non négligeable de particules ultrafines pour l'environnement intérieur avec des diamètres médians en nombre (CMD) variables entre 7 nm (combustion d'une bougie parfumée) et 120 nm (combustion d'encens).

Les taux d'émission moyens en nombre de particules vont jusqu'à  $8.10^{11}$  particules.s<sup>-1</sup> (sprays aérosols). L'impact le plus important (exprimé en nombre total de particules émises) est toutefois associé à l'utilisation du chauffage d'appoint à pétrole et des activités de cuisson. L'analyse chimique effectuée sur treize activités a permis de mettre en évidence des associations spécifiques entre certains éléments chimiques et les activités testées au niveau de la fraction submicronique.

Les interactions observées en enceinte ou en environnement réel entre les particules et les revêtements montrent que la vitesse de dépôt est dépendante des conditions aérauliques, de la rugosité des revêtements et des nature et forme de la particule.

Les approches numériques ont permis de montrer que le mouvement des particules de l'air intérieur dépend non seulement du taux de renouvellement d'air, du lieu d'injection du polluant, mais aussi, et essentiellement, du chemin emprunté par le flux d'air dans l'ambiance (positions des entrées et sorties d'air). Par ailleurs, une approche prédictive du dépôt de particules sur chaque paroi d'une pièce a pu être établie.

Compte tenu de la préoccupation croissante vis-à-vis de l'impact sanitaire lié aux particules ultrafines, ces résultats incitent à l'amélioration de la gestion des sources de particules des environnements intérieurs et notamment de celles liées aux activités

de cuisson. Il apparaît nécessaire de suivre plus attentivement l'efficacité des systèmes spécifiques de ventilation (hottes de cuisine) ou encore de réfléchir à des systèmes de traitement d'air efficaces pour diminuer l'impact des émissions de particules ultrafines sur la qualité de l'air intérieur. L'utilisation du chauffage d'appoint non raccordé représente une source majeure de particules ultrafines (mode 9 nm). Dans l'attente de mesures supplémentaires, son usage apparaît peu recommandable en l'état. Des systèmes de traitement/filtration directement à la source sont à privilégier.

Cette étude constitue les premiers travaux français conséquents dans le domaine de la caractérisation de la pollution particulaire des environnements intérieurs. L'ensemble des données recueillies croisées avec des éléments sur la fréquence d'utilisation des différentes activités permettrait de donner une première évaluation de l'exposition aux particules ultrafines produites lors des activités domestiques. Une analyse fine de l'exposition nécessiterait une modélisation poussée du transport des particules. Celui-ci reste toutefois difficile à prévoir au sein même d'une pièce tant un des paramètres-clés, la vitesse de dépôt, varie selon les caractéristiques aérauliques, les propriétés de surface des matériaux et la nature et la forme des particules.

*Cette étude a été financée par le Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, convention de recherche PRIMEQUAL II n°CV04000151 notifiée le 18/11/2004. Les partenaires du projet sont le Centre scientifique et technique du bâtiment (Marne-la-Vallée), le Laboratoire d'étude des phénomènes de transfert et de l'instantanéité : Agro-industrie et bâtiment (Université de La Rochelle), le Centre d'études et recherche en thermique, environnement et systèmes (Université Paris XII), le Centre d'études nucléaires de Bordeaux-Gradignan (ARCANE-ADERA CENBG) et le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris.*

➔ Pour plus d'informations, contacter Olivier RAMALHO, coordinateur du projet : [olivier.ramalho@estb.fr](mailto:olivier.ramalho@estb.fr)

---

## La qualité de l'air dans les espaces souterrains de la RATP

La stratégie de surveillance de la qualité de l'air en souterrain repose sur trois axes : des mesures en continu et ponctuelles mises en œuvre par la RATP en partenariat avec différents organismes externes, l'appréciation du risque sanitaire d'une exposition dans ces espaces et enfin la définition d'un plan d'action visant à réduire les émissions polluantes.

### *Les dispositifs de surveillance mis en œuvre*

Une surveillance sanitaire est menée depuis 1982 par le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP). Il s'agit d'apprécier les niveaux de monoxyde de carbone, de dioxyde de carbone indicateur du renouvellement d'air, mais aussi de réaliser des dénombrements totaux de bactéries et la recherche de germes spécifiques. Ces dernières mesures tendent à apporter des informations sur le respect des conditions d'hygiène et de propreté tant pour les voyageurs que pour le personnel.

Cette surveillance est complétée par des mesures en continu du dioxyde de carbone, des oxydes d'azote et des particules (PM<sub>10</sub>\*), en plus des paramètres usuels (température, humidité relative) dans trois stations représentatives des espaces souterrains de la RATP. Les données brutes de ces mesures sont disponibles depuis janvier 2008 sur le site Internet de la RATP.

La pollution particulaire a fait l'objet d'une attention particulière en raison des niveaux élevés mesurés dans les espaces souterrains. La RATP a donc mis en œuvre une vaste campagne de mesure portant sur une vingtaine de sites entre 2002 et 2003. Des mesures en PM<sub>2,5</sub>\*, PM<sub>10</sub>\* et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) supportés par les particules ont alors été effectuées sur une durée d'un mois en couplant des mesures intérieures et extérieures (proximité des accès). Le protocole expérimental a fait l'objet de validation par un comité scientifique d'experts (Institut national de recherche et sécurité – INRS, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB, Laboratoire central de la Préfecture de Police de Paris – LCPP, Centre d'études nucléaires de Bordeaux Gradignan – CENBG, SNCF...) piloté par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie – ADEME. Le traitement statistique des données a été confié à l'Institut national de l'environnement industriel et des risques – INERIS en 2004.

La surveillance d'autres paramètres, tels que les particules ultrafines, les aldéhydes, les hydrocarbures aromatiques monocycliques ou polycycliques... est réalisée dans le cadre de campagnes ponctuelles menées à l'initiative de la RATP. Ainsi, l'amélioration des connaissances sur les particules ultrafines est réalisée par l'instrumentation des stations et gares avec un ELPI (*Electrical Low pressure Impactor*) et une analyse qualitative sur les différentes classes granulométriques (campagne en cours).

Parallèlement à ces campagnes de mesures environnementales, des mesures d'exposition des voyageurs ont été réalisées. Une investigation a été entreprise sur l'exposition du voyageur lors de deux parcours types d'environ une heure sur le réseau souterrain.

Ce travail est complété par un projet Primequal-Predit débuté en 2007, qui associe le LHVP, le LCPP et la RATP. Il s'agit d'apprécier l'exposition du citadin à la pollution de l'air lors de ses déplacements domicile-travail en fonction de différents modes de transport (transports en commun, vélo, piéton, véhicule particulier).

## ***Quelques résultats***

L'ensemble de ces mesures témoigne de conditions thermo-hygrométriques satisfaisantes. En effet, l'air dans les espaces souterrains y est globalement chaud et sec et le renouvellement d'air est important en raison de la présence de nombreux postes de ventilation et des phénomènes d'effet piston des trains. La pollution gazeuse est réduite. Les teneurs en dioxyde d'azote font apparaître une légère variation saisonnière ; les teneurs estivales sont plus faibles que celles de la période hivernale. Les sources de dioxyde d'azote sont principalement d'origine automobile.

Concernant la contamination bactérienne, elle est plus marquée dans les accès comparativement aux rames et aux quais.

Des niveaux élevés de particules (PM<sub>10</sub>\*) sont observés dans les stations souterraines. Les profils journaliers des teneurs en PM<sub>10</sub>\* sont corrélés de manière significative à ceux du trafic. Les valeurs moyennes horaires sont comprises entre 10-20 et 200 µg.m<sup>-3</sup> sur le réseau métro, tandis qu'elles peuvent atteindre en période de pointe 900 à 1 000 µg.m<sup>-3</sup> sur le réseau RER. Les profils de week-end font apparaître des valeurs légèrement plus faibles. Émises pour l'essentiel par les systèmes de freinage des matériels roulants, ces particules sont principalement métalliques. L'analyse de leur composition montre la présence d'une signature spécifique par ligne.

La RATP s'est par ailleurs rapprochée d'autres réseaux ferroviaires français (Lyon, Toulouse, Rennes, Lille) et étrangers (Stockholm, Londres...) via l'Union internationale des transports publics, afin d'échanger sur le sujet spécifique de la qualité de l'air et des axes de progrès possibles. Cette étude comparative permet de montrer des niveaux comparables à ceux mesurés sur le réseau parisien.

## ***L'évaluation des risques et les actions d'amélioration***

La caractérisation de l'impact sanitaire de l'exposition à l'air des espaces souterrains passe par des études spécifiques menées par le service de santé au travail de la RATP.

Enfin, des actions d'amélioration de la qualité de l'air sont entreprises en agissant notamment sur la ventilation, le nettoyage et la maximalisation du freinage électrique au fur et à mesure du renouvellement de matériels roulants Métro et RER.

➔ Pour plus d'informations, contacter Sophie MAZOUÉ : [sophie.mazoue@ratp.fr](mailto:sophie.mazoue@ratp.fr)

## Produits de consommation courante : impact sur la qualité de l'air intérieur et politiques publiques en Europe

Le gouvernement belge a demandé au VITO, l'institut flamand pour la recherche technologique, et à l'Université de Liège de réaliser une enquête sur les politiques publiques européennes relatives aux produits présents dans les environnements intérieurs, notamment ceux susceptibles d'émettre un ou plusieurs des 14 composés jugés prioritaires. La collecte d'informations a été réalisée au moyen d'interviews téléphoniques, de questionnaires envoyés par courrier électronique aux personnes ressources identifiées dans les différents pays (cinq en particulier) et via une journée d'échanges organisée à Bruxelles en octobre 2005.

À l'issue de l'enquête, il ressort que les politiques nationales d'interdiction ou de limitation de l'usage

de certaines substances sont rares ; les pays s'appuient quasi exclusivement sur la réglementation européenne, notamment la directive relative aux substances dangereuses. La fixation de valeurs limites de qualité d'air intérieur est utilisée par quelques pays. Elle concerne pour l'instant peu de substances et ne constitue pas une fin en soi, mais plutôt un levier pour favoriser les mesures de réduction des émissions et en évaluer l'efficacité. Les auteurs de l'étude notent qu'à ce jour, ce sont plutôt les initiatives volontaires, de type labellisation, qui font évoluer le marché en incitant les industriels à modifier leurs produits.

➔ Pour plus d'informations, contacter Martyna KUSKE : [m.kuske@province.luxembourg.be](mailto:m.kuske@province.luxembourg.be)

---

### Sur le web

L'Institut de veille sanitaire a publié plusieurs documents ce dernier trimestre, en lien plus ou moins direct avec l'environnement intérieur :

- une note sur les **intoxications au monoxyde de carbone** déclarées en 2006 au système de surveillance de la région Centre. Pour rappel, un dispositif national de surveillance de ces intoxications est en place depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2005 ;
- le rapport d'investigation des problèmes de santé survenus parmi des membres du personnel de l'Institut de biologie du Centre hospitalier universitaire (CHU) de Nantes depuis le second semestre 2006. Des campagnes de mesure des concentrations en COV\* et en CO<sub>2</sub>, de l'hygrométrie et des débits de ventilation ont été réalisées courant 2007. Une enquête de type cohorte rétrospective a été menée parmi le personnel au moyen d'un questionnaire auto-administré. Ceci a permis de rapprocher cet épisode de troubles sanitaires d'autres cas survenus récemment dans les CHU de Nice et de Marseille et décrits dans la littérature scientifique comme s'apparentant au **syndrome des bâtiments malsains** ;

- une note technique décrivant les cas de **saturnisme infantile** survenus en France au cours de l'année 2006 ;
- un article du Bulletin épidémiologique hebdomadaire N°23-24, daté du 10 juin 2008, relatif aux expositions aiguës aux **répulsifs anti-moustiques**, étudiées à partir des cas enregistrés dans la base nationale des centres antipoison et de toxicovigilance (5 centres au moment de l'étude) ;
- le rapport d'investigation du signalement de la survenue de deux cas de cancers à l'école maternelle de Ruitz (Pas-de-Calais). Les sources d'exposition environnementale, en particulier celle aux rayonnements électromagnétiques, ont été étudiées.

➔ <http://www.invs.sante.fr/>, Rubriques *Publications* > *Rapports scientifiques* > *Santé et environnement*

---

Le **Centre commun de recherche de la Commission européenne** (JRC) a récemment publié plusieurs documents :

- le 26<sup>ème</sup> rapport produit par l'action concertée sur l'air et les expositions humaines. Ce document fournit l'état des connaissances sur la **réactivité chimique de l'air intérieur**. Les

différents types de réactions chimiques et phénomènes physiques mis en jeu (oxydation, adsorption, par exemple), les composés impliqués (ozone, terpènes...), les sous-produits formés (particules ultrafines notamment) et les effets sanitaires associés décrits par la littérature scientifique sont rapportés ;

- un rapport sur les **émissions de formaldéhyde par les textiles**. En effet, ce composé est largement utilisé par l'industrie textile en raison de ses multiples propriétés : fixation des teintures, renforcement des fibres, fongicide, finition au moyen de résines... Cette étude avait donc pour triple objectif de faire une enquête sur les quantités de formaldéhyde libre dans les tissus fabriqués ou importés dans l'Union européenne, d'établir un protocole de caractérisation du potentiel de relargage et d'évaluer les expositions des enfants et des adultes par contact cutané. Un échantillon de 221 vêtements (94 %) ou pièces de tissu d'ameublement (6 %), de nature variée (coton, laine...), a été acheté dans différents points de distribution (marchés, magasins spécialisés, grands magasins...), puis testé suivant deux méthodes normalisées (deux techniques d'extraction). Afin de caractériser les émissions de formaldéhyde dans des conditions réelles, les textiles ont été lavés ou exposés à des solutions simulant la sueur. En l'absence de réglementation européenne sur la teneur maximale en formaldéhyde dans les textiles, les valeurs limites de deux écolabels ont été utilisées pour la mise en perspective des résultats. Les doses maximales d'exposition d'un enfant et d'un adulte calculées sont respectivement de l'ordre de 3,1 – 4,5 mg/kg de poids corporel et 1,2 – 1,7 mg/kg de poids corporel ;
- le rapport final d'un projet visant à documenter les **concentrations intérieures dans un panel d'écoles, de bureaux et de lieux publics en Europe** et d'évaluer les expositions humaines associées tenant compte des budgets espace-

temps-activités selon une approche probabiliste. Les concentrations en COV\*, en aldéhydes et, dans certains cas, en particules fines et ultrafines, ainsi que la contamination fongique ont été mesurées. Une recherche des déterminants des concentrations intérieures a été conduite. Enfin, l'évaluation des effets sanitaires liés à l'exposition concomitante en environnement intérieur à des mélanges de benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes a été réalisée au moyen de techniques de toxicogénomie.

**Impact of Ozone-initiated Terpene Chemistry on Indoor Air Quality and Human Health**, European Collaborative Action, Urban Air, Indoor Environment and Human Exposure, Report No 26, EUR 23052 EN, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities ; 2007 – 82 pages

**European Survey on the Release of Formaldehyde from Textiles**, Piccinini P., Senaldi C., Summa C., Conducted within the CHEM TEST project on behalf of DG-SANCO, EUR 22710 EN ; 2007 – 60 pages

**European Parliament Pilot Project on Exposure to Indoor Air Chemicals and Possible Health Risks**, Final Report, Geiss O., Tirendi S., Bernasconi C. *et al.*, EUR 23087 EN ; 2008 – 35 pages

➔ <http://web.jrc.ec.europa.eu/pce/documentation.html>

La veille scientifique sur le thème de la qualité des environnements intérieurs met clairement en évidence l'augmentation récente des publications et travaux sur les polluants présents dans les **poussières domestiques**, i.e. déposées sur les sols ou le mobilier, et une préoccupation sanitaire émergente. À la demande de son ministère du logement, l'**Institut de santé environnementale des Pays-Bas (RIVM)** a réalisé début **2008** une synthèse des connaissances sur le sujet. Les substances concernées sont recensées : métaux, organo-étains, phtalates, pesticides, retardateurs de flamme bromés, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). À partir des concentrations de ces polluants dans les poussières disponibles et considérant une exposition chronique des adultes et

des enfants par ingestion de ces dernières, les doses journalières d'exposition ont été calculées et comparées aux doses journalières admissibles. Ainsi, les substances jugées préoccupantes et nécessitant la conduite d'études spécifiques sont en priorité le plomb et le 2-(diéthylhexyle) phtalate (DEHP), puis l'arsenic, le cadmium, les HAP et les retardateurs de flamme polybromés, en particulier le congénère 99.

**Exposure to chemicals via house dust**, Oomen A.G., Janssen P.J.C.M., Dusseldorp A., Noorlander C.W., RIVM Report 609021064/2008 ; 2008 – 97 pages

➔ <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/609021064.html>



Pour les lecteurs germanophones, deux documents méritent d'être signalés. Le premier a été publié en **décembre 2007** par le **bureau de la santé et de la sécurité des produits du Land de Bavière**, Allemagne. Il propose un état des connaissances sur le comportement, le devenir et les effets sanitaires des **particules fines dans les environnements clos**. Les différentes sources intérieures, incluant la problématique de la formation d'aérosols secondaires, et les techniques de mesure actuelles sont recensées. Les concentrations massiques et en nombre mesurées dans des logements, bureaux, transports... sont inventoriées.

Par ailleurs, faisant suite à plusieurs publications sur les **émissions de particules par les imprimantes et photocopieurs de bureau** (cf. *Info Santé Environnement Intérieur* N°21), le **BFR**, agence fédérale allemande d'évaluation des risques sanitaires, a présenté en **mars 2008**, son avis sur la question des expositions aux composés émis par ces appareils (particules, mais également COV\* et

ozone) et des risques sanitaires associés. L'avis se base notamment sur de nouvelles campagnes de mesure.

**Verhalten, Vorkommen und gesundheitliche Aspekte von Feinstäuben in Innenräumen**, Band 17 der Schriftenreihe, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Fromme H., Gabrio T., Lahrz T. *et al.* ; Décembre 2007 – 238 pages

➔ [http://www.lgl.bayern.de/publikationen/doc/umwelt17\\_feinstaub.pdf](http://www.lgl.bayern.de/publikationen/doc/umwelt17_feinstaub.pdf)

**BfR schließt Arbeiten zur Toner-Problematik mit einer gesundheitlichen Bewertung möglicher Risiken durch Druckeremissionen ab**, Bundesinstitut für Risikobewertung, Gesundheitliche Bewertung Nr. 014/2008 ; Mars 2008 – 26 pages

➔ [http://www.bfr.bund.de/cm/252/bfr\\_schliesst\\_arbeiten\\_zur\\_toner\\_problematik\\_ab.pdf](http://www.bfr.bund.de/cm/252/bfr_schliesst_arbeiten_zur_toner_problematik_ab.pdf)

### Un nouveau bulletin électronique de veille scientifique sur l'environnement intérieur

Le service de la santé du Land du Baden-Württemberg, Allemagne, centre partenaire de l'Organisation mondiale de la santé pour la thématique « Bâtiment – santé », publie depuis fin 2007 un bulletin de veille scientifique sur l'environnement intérieur au sens large. Ce bulletin, à publication trimestrielle, fournit une liste de références récentes d'articles scientifiques parus sur la sécurité au domicile, la QAI\*, le bruit, le confort thermique, le logement et son impact sur la santé mentale... Les manifestations scientifiques en lien avec ces sujets sont annoncées. Deux numéros sont déjà parus.

➔ Inscription en ligne : <http://www.gesundheitsforum-bw.de/servlet/PB/menu/1236389/index.html>

## GLOSSAIRE

**CFD** : *Computational Fluid Dynamics*

**COV** : Composés Organiques Volatils

**FTE** : Fumée de Tabac Environnementale

**IC<sub>95%</sub>** : Intervalle de Confiance à 95 %

**OR** : Odd Ratio

**PCRq** : *Polymerase Chain Reaction* quantitative

**PM<sub>2,5/10</sub>** : Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 / 10 µm

**QAI** : Qualité de l'Air Intérieur

### Animation du réseau RSEIN et publication de *Info Santé Environnement Intérieur* coordonnées par l'INERIS

Directeur de la publication : Vincent Laflèche

Directeur de la rédaction : André Cicolella

Comité de rédaction du N°23 : Desqueroix H., Dor F., Le Moullec Y., Mandin C., Nedellec V., Ramalho O., Teton S., avec la participation de Festy B.

Coordination et contact : Corinne Mandin [corinne.mandin@ineris.fr](mailto:corinne.mandin@ineris.fr)

INERIS, Parc Technologique ALATA, BP 2, 60550 Verneuil-en-Halatte, France

ISSN : En cours

Le réseau RSEIN, en relation avec l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, est constitué de représentants des structures suivantes : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique et ses comités régionaux Nord-Pas de Calais et PACA-Marseille, ATMO PACA représentant les Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Complexe de Recherche Interprofessionnel en Aérothermochimie, École des Hautes Études en Santé Publique, Faculté de Pharmacie de Marseille, Faculté de Pharmacie de Paris V, Hôpitaux de Rouen, Hôpitaux de Strasbourg, Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, Institut de Recherches sur la Catalyse et l'Environnement de Lyon, Institut Technologique Forêt, Cellulose, Bois et Ameublement, Institut de Veille Sanitaire, Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris, Laboratoire d'Étude des Phénomènes de Transfert et de l'Instantanéité : Agro-industrie et Bâtiment, Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, Laboratoire du Génie de l'Environnement Industriel – antenne de Pau de l'École des Mines d'Alès, MEDIECO, Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, SEPIA-Santé, Service des Études Médicales de EDF-Gaz de France, Université Bordeaux II – Équipe EA 3672 Santé Travail Environnement, Université de Caen, Vincent Nedellec Conseils.

Pour tout abonnement à la version électronique du bulletin, adressez vos coordonnées par email à : [corinne.mandin@ineris.fr](mailto:corinne.mandin@ineris.fr)