



# Info Santé Environnement Intérieur

N°18  
Mars 2007

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 la direction générale de la santé et de l'ADEME

---

## ÉDITO

---

L'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI), créé par les ministères en charge de la Construction, de la Santé et de l'Écologie, l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) et l'Agence nationale de l'habitat (ANAH), a présenté en novembre 2006 les résultats de la première campagne nationale sur la qualité de l'air dans les logements en France. Au total, 567 logements tirés au sort (1 612 individus enquêtés), représentatifs de la situation des 24 millions de résidences principales en France métropolitaine, ont été investigués sur la période 2003-2005.

Première référence disponible sur la pollution dans le parc de logements français, cette photographie de la pollution est ciblée sur une trentaine de polluants chimiques, physiques et microbiologiques choisis en fonction de leur impact sur la qualité de l'air ou sur le confort, de leur dangerosité et de leur fréquence d'apparition : monoxyde de carbone, composés organiques volatils, particules, radon, allergènes de chien, de chat, d'acariens, rayonnement gamma, dioxyde de carbone, température, humidité relative, débit d'air.

Les premiers résultats, consultables sur le site [www.air-interieur.org](http://www.air-interieur.org), témoignent qu'il existe une pollution spécifique à l'intérieur des logements due à la présence de certains polluants que l'on ne retrouve pas à l'extérieur ou présents en concentration plus importante qu'au dehors.

La majorité des polluants sont observés dans l'ensemble des logements du parc, reflétant la présence des multiples sources de pollution intérieures (matériaux, équipements, mobilier, produits ménagers, activités humaines, environnement extérieur...) et des conditions de ventilation. La répartition de la pollution n'est cependant pas homogène. Selon le polluant, de 5 à 30 % des logements montrent des valeurs nettement plus élevées que les concentrations trouvées en moyenne dans le parc. Près d'un logement sur dix présente des concentrations très élevées pour plusieurs composés organiques volatils simultanément ; à l'inverse, 45 % des logements ont des niveaux de concentrations très faibles pour l'ensemble de ces composés. Les allergènes sont également diversement répartis dans le parc, avec une prédominance des allergènes d'acariens. Enfin, l'air des garages attenants et communiquant avec les logements est plus pollué que celui des logements.

Hormis pour le radon et l'amiante (non mesurée dans cette étude), il n'existe pas encore de valeurs guides établies en France auxquelles comparer les concentrations retrouvées dans les logements. Les rares recommandations comparables sur le même pas de temps de prélèvement, disponibles à l'échelon international, peuvent parfois être dépassées dans des proportions variables de logements : quelques % pour le monoxyde de carbone, de quelques % jusqu'à près d'un quart pour le formaldéhyde, selon les valeurs considérées, et la moitié pour les allergènes d'acariens.

Les résultats sont actuellement exploités par les agences sanitaires pour mieux évaluer les risques sur la santé des populations. C'est le cas du formaldéhyde, classé depuis juin 2004 en catégorie 1 (cancérogène pour l'Homme) par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC). Les données sont également utiles pour mettre en perspective les valeurs guides en cours d'élaboration à l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET).

Enfin, cet état de la pollution dans des lieux de vie que nous fréquentons quotidiennement pendant des temps importants a également conduit les Pouvoirs publics à préconiser un affichage de l'information relative aux substances chimiques émises par tout type de produits (produits d'entretien, produits de construction, mobilier...).

Prochaine étape pour l'OQAI : dresser un profil type des logements les plus pollués et rechercher les facteurs en cause. A suivre au cours de l'année 2007.

**Séverine KIRCHNER**

**Coordinatrice scientifique de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur**

## SOMMAIRE

Substances → p2 ; Lieux de vie → p7 ; Effets sanitaires → p10 ; Expologie – Évaluation des risques → p14 ; Informations diverses → p16

Les astérisques renvoient aux termes du glossaire. → p21

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.

## Agenda

**Le prochain colloque RSEIN / OQAI aura lieu les 7 et 8 juin 2007, à La Rochelle, sur le thème de la qualité de l'air dans les logements. Il est co-organisé par l'Université de La Rochelle et ATMO Poitou-Charentes. Pour plus d'informations : <http://www.rsein2007.org>**



## SUBSTANCES

### Formation de polluants secondaires dans l'air intérieur à partir de produits d'entretien et d'un désodorisant d'ambiance en présence d'ozone

De nombreux produits domestiques d'usage courant contiennent des substances actives et des parfums composés de terpènes. Ces molécules se volatilisent lors de l'utilisation et certaines sont susceptibles de réagir rapidement avec l'ozone présent dans l'air intérieur pour former des polluants secondaires. L'ozone provient essentiellement de l'air extérieur introduit lors de la ventilation des locaux, mais aussi de purificateurs d'air ou encore de certains types de photocopieurs ou d'imprimantes. Les réactions entre les composés terpéniques et l'ozone conduisent à la formation de carbonyles, tels que le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, et de radicaux hydroxyles qui peuvent réagir avec les composés organiques volatils (COV) déjà présents et former ainsi d'autres sous-produits. Les travaux sur le sujet sont relativement récents et ont surtout été menés à l'échelle du laboratoire.

Un des aspects originaux de cette étude est qu'elle tente de se rapprocher de l'échelle du bâtiment en effectuant les essais dans une chambre expérimentale de 50 m<sup>3</sup>. L'objectif est de simuler des conditions représentatives d'une résidence située aux États-Unis, dans une zone polluée et durant la saison chaude. Un taux de renouvellement d'air de 1 h<sup>-1</sup> et une concentration initiale d'ozone de 120 ppb ont été appliqués. Trois produits commerciaux ont été étudiés séparément : un dégraissant à base d'essence d'orange, un nettoyant toutes surfaces à base d'essence de pin et un désodorisant d'ambiance électrique utilisé pendant plusieurs jours. Les conditions d'application et les quantités de produits sont représentatives d'un usage courant. Dans chaque cas, les concentrations de COV\* issus des produits testés ont été mesurées avec ou sans introduction d'ozone pour bien mettre en évidence les éventuelles réactions d'oxydation.

Les composés carbonyles légers et l'ozone ont également été dosés.

Les analyses montrent que le nettoyant à base d'essence de pin et le désodorisant d'ambiance émettent un mélange de COV\*, alors que le dégraissant à l'essence d'orange ne dégage que du *d*-limonène. Les émissions du nettoyant contiennent essentiellement des hydrocarbures terpéniques et des alcools, alors que le désodorisant d'ambiance émet surtout des aldéhydes et des esters terpéniques, ainsi que des COV\* saturés relativement peu réactifs. La présence d'ozone modifie significativement les profils de concentrations de plusieurs composés terpéniques, alors que les profils de COV\* saturés ne sont pas affectés. La concentration d'ozone diminue très rapidement dès l'application des produits de nettoyage (10 et 13 minutes respectivement pour le dégraissant et le nettoyant) pour atteindre un minimum de 4 à 7,5 ppb selon les expériences. La concentration ré-augmente 1 heure environ après l'application, mais reste inférieure à la concentration initiale pendant 10 à 12 h, montrant la poursuite de la consommation d'O<sub>3</sub> par réaction avec les COV\* résiduels. Dans toutes les expériences menées avec de l'ozone, la production de formaldéhyde et d'acétone a été clairement montrée. La concentration de formaldéhyde augmente de 8 à 15 µg.m<sup>-3</sup> sur une période de 12 h après l'application d'un seul produit de nettoyage. Un autre facteur aggravant est la possible adsorption sur les surfaces des composés terpéniques, retardant ainsi leur élimination par la ventilation et augmentant le temps pendant lequel ils peuvent réagir avec l'ozone. Ainsi, l'exposition aux sous-produits d'oxydation peut persister plusieurs heures même après la ventilation de la pièce.

Si cette étude met en relief un certain nombre d'effets néfastes liés à l'utilisation de produits d'entretien et de confort, il convient de pondérer ces résultats par les bénéfices en termes d'hygiène ou de bien-être que peuvent apporter ces produits. Pour en faire un bon usage, le consommateur doit donc être informé sur les risques d'exposition aux polluants primaires et secondaires pouvant résulter de l'utilisation de ces produits et sur les possibilités de limiter leur impact. Des mesures simples comme aérer et éviter l'utilisation de système de purification d'air à l'ozone durant les opérations de nettoyage peuvent, par exemple, être appliquées.

Source : Singer B.C., Coleman B.K., Destailats H. *et al.* ; Indoor secondary pollutants from cleaning product and air freshener use in the presence of ozone ; Atmospheric Environment, 40(35) [2006]: 6696-6710

Article analysé par : Valérie DESAUZIERS, Laboratoire Génie de l'Environnement Industriel, École des Mines d'Alès (site de Pau) ; [valerie.desauziers@ema.fr](mailto:valerie.desauziers@ema.fr)



## SUBSTANCES

### Émissions secondaires d'aldéhydes par des surfaces intérieures exposées à l'ozone

Afin d'évaluer l'impact de l'ozone sur les émissions secondaires d'aldéhydes par les surfaces intérieures, des expérimentations sont menées dans quatre habitations du Missouri (trois maisons et un appartement) en période estivale. Les âges des constructions sont compris entre 1 et 14 ans. Dans chacune d'elles, quatre surfaces, présentes depuis l'origine, sont étudiées : la moquette et les murs du salon (peinture glycérophthalique), le sol (carrelage, sol plastique ou parquet) et le plan de travail de la cuisine (résine acrylique ou mélaminé). La mesure des facteurs d'émission des aldéhydes par les surfaces intérieures est réalisée *in situ* grâce à un dispositif original associant un générateur d'ozone, un système de contrôle de l'humidité, un analyseur d'ozone et une chambre d'émission (4,25 L) recouverte de Téflon et présentant une ouverture afin de la positionner directement sur une surface. Des prélèvements sur des tubes contenant du Tenax TA et sur des cartouches imprégnées de DNPH\* sont réalisés après 3 heures d'exposition de la surface à une concentration d'ozone comprise entre 100 et 150 ppb.

Les interactions de l'ozone avec les surfaces intérieures testées génèrent la formation d'aldéhydes saturés C<sub>1</sub> et C<sub>3</sub> à C<sub>10</sub>, ainsi que de 2-nonanal pour les moquettes. Les facteurs d'émission pour les murs des salons sont de l'ordre de la limite de détection de la méthode, tandis qu'un facteur d'émission supérieur à 200 µg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> apparaît pour le nonanal, aldéhyde secondaire majoritaire émis par n'importe quelle surface, dans le cas du plan de travail de la cuisine de la seconde habitation. Bien que le nombre d'habitations explorées soit faible, les facteurs d'émission des aldéhydes par les moquettes sont sensiblement plus élevés dans les maisons neuves. Par exemple, un facteur d'émission de 80 µg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> est obtenu pour les moquettes des

salons situées dans les maisons récentes, contre 8 à 20 µg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> pour celles situées dans les deux habitations de plus de 10 ans. Enfin, le facteur d'émission du formaldéhyde le plus important est noté pour les moquettes du salon du logement le plus ancien (6,75 µg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>).

Partant de l'hypothèse que le facteur d'émission d'un aldéhyde est proportionnel à la quantité d'ozone déposée, les auteurs déterminent des rendements de formation des aldéhydes. Pour l'ensemble des surfaces testées, le rendement du nonanal est globalement égal à 0,2, témoignant ainsi de la formation de cet aldéhyde par 20 % de l'ozone déposée sur une surface donnée. Les sommes des rendements de formation de tous les aldéhydes sont comprises entre 0,07 et 0,51. La répartition des rendements des aldéhydes est relativement similaire pour un même type de surface, mais diffère nettement, notamment dans le cas des plans de travail des cuisines et des moquettes, suggérant ainsi la présence, à leur surface, de composés différents susceptibles de réagir avec l'ozone.

Afin d'évaluer la disparition d'ozone au contact des surfaces, Wang et Morrison définissent des vitesses de dépôt de l'ozone à la surface des différents matériaux testés. Les vitesses de dépôt les plus élevées correspondent aux matériaux dont les facteurs d'émission d'aldéhydes secondaires sont les plus importants, la valeur maximale (7,2 m.h<sup>-1</sup>) étant atteinte dans le cas du plan de travail de la cuisine de la seconde habitation. Pour les moquettes, il semble que la vitesse de dépôt de l'ozone diminue avec l'âge de l'habitation. Cette dernière observation est en accord avec de précédentes observations en laboratoire sur l'effet du vieillissement des matériaux sur le dépôt d'ozone.

Dans une dernière étape d'analyse, les auteurs établissent des relations entre les émissions des aldéhydes et les concentrations d'ozone impliquées. D'une part, une corrélation apparaît entre le flux d'ozone auquel est soumis le matériau et la somme des émissions des aldéhydes. D'autre part, une augmentation linéaire des facteurs d'émission de l'hexaldéhyde, du nonanal, ainsi que de la somme des facteurs d'émission des aldéhydes avec la concentration d'ozone résultante, c'est-à-dire à l'état quasi-stationnaire, est notée, indiquant ainsi une réaction de l'ozone sur les surfaces d'ordre 1.

En associant les résultats de cette étude *in situ* à leurs précédents travaux en laboratoire, Wang et Morrison émettent des hypothèses quant à l'origine des aldéhydes secondaires. Ainsi, les huiles végétales à base d'acides gras insaturés, comme les acides linoléique, linolénique et oléique, ou leurs esters, entrant dans la composition des moquettes, mais également utilisées sur les plans de travail des cuisines ou bien encore présentes dans les produits ménagers, sont vraisemblablement responsables de la formation de nombreux aldéhydes. Par exemple, la formation de nonanal, d'hexaldéhyde, mais également de 2-nonéanal après réaction de ces composés particuliers avec l'ozone a précédemment été mise en évidence.

Afin d'évaluer quelle surface est majoritairement responsable des émissions secondaires d'aldéhydes, un facteur d'émission normalisé vis-à-vis de l'ozone est défini. Le facteur d'émission normalisé de la somme des aldéhydes émis par les moquettes diminue avec l'âge de l'habitation. Dans les habitations plus anciennes, les plans de travail des cuisines apparaissent comme des sources d'aldéhydes plus importantes que les moquettes.

Toutefois, en prenant en compte la surface réelle d'exposition des matériaux dans les habitations, les moquettes deviennent alors majoritairement responsables de l'apparition des aldéhydes secondaires, et ce quelle que soit l'année de construction.

Pour conclure, les auteurs estiment l'augmentation de la concentration des aldéhydes due aux émissions secondaires de chaque matériau grâce à un modèle spécifique établi précédemment et pour une concentration d'ozone moyenne de 20 ppb, afin d'évaluer les implications des réactions avec l'ozone sur la qualité de l'air à l'intérieur des habitations. L'exemple du nonanal et du 2-nonéanal émis par la moquette de la première habitation est fourni, avec des augmentations de concentrations ainsi déterminées respectivement égales à 16 et 3,1  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Ainsi, il apparaît que, même pour un niveau d'ozone moyen à l'intérieur, l'augmentation de concentration de ces deux composés (uniquement due à la moquette) est supérieure à leur seuil de détection olfactive (13 ou 2  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et 0,8  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , respectivement). Enfin, lorsque le rendement de formation de formaldéhyde est calculable, l'augmentation de concentration issue de réactions impliquant l'ozone est estimée à moins de 3  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Source : Wang H. and Morrison G.C. ; Ozone-initiated secondary emission rates of aldehydes from indoor surfaces in four homes ; Environmental Science & Technology, 40(17) [2006]: 5263-5268

Article analysé par : Mélanie NICOLAS, Institut de recherches sur la catalyse et l'environnement de Lyon – IRCELYON ; [melanie.nicolas@irceylon.univ-lyon1.fr](mailto:melanie.nicolas@irceylon.univ-lyon1.fr)



## SUBSTANCES

### Recherche du *Staphylococcus aureus* dans l'air du logement et étude de son antibiorésistance

La découverte des antibiotiques a été l'un des événements importants du 20<sup>ème</sup> siècle en santé publique. Mais l'utilisation généralisée de ceux-ci comme agents de prévention et de traitement des maladies infectieuses n'a pas eu que des effets bénéfiques. La mono- voire la multi-résistance des bactéries aux antibiotiques est rapidement apparue après l'application de cette nouvelle thérapie. Un groupe a d'ailleurs été créé en 2006 à l'OMS\* pour l'étude de la tuberculose à bacilles ultrarésistants. Devenue un problème majeur dans les établissements hospitaliers, la question posée par les auteurs du document est de connaître l'importance de la diffusion des souches résistantes de *Staphylococcus aureus* (*Sa*) dans les environnements autres que les établissements de soins.

Les auteurs rappellent qu'une revue de la littérature récente <sup>(1)</sup> a montré que, dans les hôpitaux, le mode de transmission des staphylocoques résistants (SaR) est le contact direct avec les personnes infectées et par les mains ou les vêtements contaminés du personnel de soins. Par ailleurs, la possibilité de transmission aéroportée, y compris dans les hôpitaux, a été confirmée par d'autres études. Mais l'augmentation de la prévalence des infections à *Sa* méthicillino-résistants (MRSA) dans la population générale indique la nécessité de connaître les teneurs de ces souches, non plus seulement dans l'air ambiant des hôpitaux, mais également dans celui d'autres locaux.

L'étude de Gandara *et al.* s'appuie sur l'hypothèse que *Sa*, y compris les SaR ce qui est plus novateur, sont présents dans l'air intérieur de locaux d'habitation sans problème apparent. Elle décrit avec précision le choix des habitats (maisons à un étage localisées à El Paso, Texas, États-Unis), de recueil des échantillons d'air intérieur et extérieur de référence (échantillonneur à cribles d'Andersen 2 étages) et d'isolement des *Sa*. Le primo isolement à partir des bioaérosols se fait sur milieu tryptocaseïne-soja incubé 24 et 48 heures à 35°C. Seuls les résultats obtenus sur l'étage 2 de l'échantillonneur (portion respirable du bioaérosol) sont pris en compte. Le transfert de la primoculture obtenue sur un milieu spécifique à l'aide d'un tampon de velours ou autre moyen similaire <sup>(2)</sup> permet l'isolement des souches suspectes. Les staphylocoques sont identifiés à *Sa* par les tests classiques en bactériologie, puis leur résistance aux antibiotiques

est testée par la méthode des disques imprégnés (ampicilline, cefaclor, pénicilline) placés sur un milieu Muller Hilton ensemencé avec la souche étudiée. Une multi-résistance est définie comme une résistance à 2 classes différentes d'antibiotiques (ici résistance à cefaclor et ampicilline ou pénicilline).

Les résultats sont donnés sous forme de tableaux de distribution. Les *Sa* forment en moyenne 3,94 % de la flore récupérée à l'intérieur et 5,08 % de la flore extérieure. La résistance de 183 souches isolées de l'air intérieur et 83 souches isolées de l'air extérieur a été testée (cf. tableau). Le nombre de *Sa* résistants aux antibiotiques testés est significativement plus élevé à l'intérieur qu'à l'extérieur. Mais, aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre la contamination par *Sa* des environnements intérieurs et extérieurs, sans doute en raison de la grande variabilité des résultats.

**Médiane de la distribution des souches de *Staphylococcus aureus* résistantes aux antibiotiques testés, exprimée en %**

Environnement	Souches testées	<i>Staphylococcus aureus</i> résistants (%)			Multi-résistance #
		ampicilline	pénicilline	cefaclor	%
intérieur	183	54,59	60,46	13,2	13,2
extérieur	83	34,42	41,81	13,96	13,96

# multirésistance : résistance à 2 classes différentes d'antibiotiques (ici résistance à cefaclor et ampicilline ou pénicilline)

L'étude confirme l'hypothèse que des souches de SaR sont bien présentes dans le bioaérosol. Comme elles sont plus nombreuses à l'intérieur qu'à l'extérieur, les auteurs en concluent qu'il existe une source intérieure de *Sa*. Certes, cette tendance peut être due à plus grande richesse en bactéries de l'aérosol récupéré à l'intérieur. Mais que la comparaison intérieur/extérieur, à la fois des dénombrements de *Sa* et des taux de *Sa* dans la flore globale, ne donne aucune différence significative, suggère que le nombre de *Sa* par m<sup>3</sup> est plus élevé à l'intérieur qu'à l'extérieur, d'autant que les activités humaines dans le logement peuvent augmenter les teneurs en germes, ce qui est déjà bien connu. La relation entre exposition aux *Sa* et risque pour la santé est difficile à établir compte tenu du faible nombre d'études contemporaines sur la flore bactérienne, les recherches s'étant plutôt focalisées sur la flore fongique. Les auteurs soulignent que l'épidémiologie de *Sa* a changé en raison de l'augmentation continue de la prévalence des infections à SaR. Les SaR ont évolué du statut de germes associés aux infections nosocomiales si redoutées par les praticiens hospitaliers, à celui de germes agents d'infection rencontrés de plus en plus régulièrement chez des malades à l'extérieur des hôpitaux. Malheureusement, en l'absence de données suivies au cours du temps, il n'est pas possible d'affirmer qu'il y a une augmentation parallèle entre le nombre de SaR aéroportés et celui des infections communautaires.

Tout ceci demande naturellement des recherches plus approfondies car les infections à *Sa* résistants à la méthicilline (MRSA) sont de plus en plus fréquentes dans les populations à risque, en particulier chez les jeunes enfants. Depuis les années 90, il ne s'agit plus seulement de contaminations dues à des manœuvres invasives, mais de contaminations communautaires acquises par des enfants en bonne santé. Les difficultés viennent du fait que les *Sa* sont des germes ubiquitaires de notre environnement et qu'environ 30 % d'individus sont « porteurs sains » de *Sa*. Pour établir une relation claire entre *Sa* aéroportés et effets sur la santé, il sera donc nécessaire de faire la distinction entre porteurs sains et non porteurs, ce qui ne facilitera sans doute pas les recherches, mais permettra de lever les doutes sur le rôle effectif de la contamination de l'environnement par *Staphylococcus aureus* antibiorésistant.

(1) Cooper B.S., Stone S.P., Kibbler C.C. *et al.*; Isolation measures in the hospital management of methicillin resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA): a systematic review of the literature ; BMJ, [2004]: 329-533

(2) Lederberg J., Lederberg E.M. ; Replica plating and indirect selection of bacterial mutants ; J Bacteriol, 63 [1952]: 399-406

**Source** : Gandara A., Mota L.C., Flores C. *et al.* ; Isolation of *Staphylococcus aureus* and antibiotic-resistant *Staphylococcus aureus* from residential indoor bioaerosols ; Environmental Health Perspectives, 114(12) [2006]: 1859-1864

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



## SUBSTANCES

### Détection de champignons filamenteux d'intérêt sanitaire par une technique de PCR/séquençage

L'identification des champignons est traditionnellement basée sur leurs 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 (PCR : *polymerase chain reaction*, RFLP : *restriction fragment analysis*, RAPD : *random amplified polymorphic DNA...*) permettent de réaliser *in situ* une détection et une identification plus précise et plus rapide des espèces microbiennes. Les auteurs ont appliqué une méthode d'amplification par PCR associée à une identification par clonage et séquençage des produits PCR formés à partir d'une culture mixte de champignons filamenteux d'intérêt sanitaire (*Aspergillus sydowii*, *Cladosporium cladosporioides*, *Stachybotrys chartarum* et *Penicillium purpurogenum*), isolés à partir d'échantillons de poussières et d'un échantillon de panneau de mur artificiellement contaminé par les quatre souches. Après mise en culture des quatre souches sur milieu Sabouraud Dextrose Agar, les spores sont mises en suspension dans du tampon phosphate et dénombrées par microscopie à l'aide d'un hémacytomètre. L'extraction des acides nucléiques des spores est effectuée par une méthode de bead-beating à l'aide de billes de verre (212-311 µm) permettant une lyse mécanique des spores associée à une extraction au phénol-chloroforme et une précipitation à l'éthanol. L'extraction est réalisée à partir de 200 µL de suspension de spores de chaque souche et d'une culture mixte. Des coupons de panneau de mur sont également mis en culture (3 semaines) après avoir été inoculés avec la suspension de spores. Les spores sont ensuite collectées dans de l'eau et l'extraction est réalisée à partir de 200 µL de cette suspension. L'amplification par PCR est réalisée par des amorces universelles amplifiant une séquence de 550 à 600 pb de la région du génome allant de l'ARN ribosomique 18S à l'ARN ribosomique 28S, passant par les régions intergéniques ITS1 et ITS2 et le gène de l'ARN ribosomique 5.8S donnant des fragments de taille variable selon la souche. 35 cycles de PCR sont effectués dans un protocole utilisant la polymérase Taq Platinum. Les produits de PCR formés sont clonés à l'aide du kit TOPO-TA cloning system (Invitrogen) et séquencés par séquenceur ABI 3100 Genetic analyzer (Applied Biosystems). Les séquences obtenues sont comparées à celles présentes dans les bases de données (Genbank) permettant leur identification.

Les résultats montrent que le couple d'amorces apparaît amplifier les quatre souches utilisées dans cette étude. Cependant, les souches testées ne sont pas amplifiées avec la même efficacité. *A. sydowii* est amplifié préférentiellement à *C. cladosporioides* et à *P. purpurogenum* et enfin à *S. chartarum* qui est amplifié avec la plus faible efficacité. Cette observation est probablement liée à un nombre de copies du gène cible plus ou moins grand dans le génome de chaque souche. La PCR compétitive (PAN-PCR) réalisée à partir d'une matrice ADN provenant d'une quantité équivalente ( $10^5$  spores) de chaque souche montre des résultats similaires. En effet, le séquençage du produit de PCR ainsi formé montre que, malgré des quantités égales de chaque souche, 11 séquences sur 18 sont affiliées à *A. sydowii*. L'expérience effectuée sur un échantillon de panneau de mur artificiellement contaminé montre par observation visuelle, que la colonisation du coupon est dominée par *S. chartarum*. Cette observation est vérifiée par les analyses moléculaires de clonage/séquençage où une majorité des séquences (17 séquences sur 20) sont affiliées à *S. chartarum*. *A. sydowii* et *C. cladosporioides* sont également retrouvés à hauteur de 2 et 1 séquence(s) respectivement. Il s'avère que les conditions de culture utilisées sont probablement responsables de ces disparités entre les quatre souches.

En conclusion, bien que les biais liés à l'amplification PCR et à l'analyse visuelle des gels d'électrophorèse ne permettent pas d'avoir une vision quantitative de la flore fongique par des techniques classiques de PCR, les outils moléculaires apparaissent performants dans l'identification des espèces fongiques présentes dans un environnement donné. Les auteurs ont optimisé une méthode d'analyse moléculaire de PCR/séquençage permettant d'identifier spécifiquement et rapidement 4 espèces fongiques d'intérêt sanitaire à partir d'un échantillon de matériau largement utilisé dans la construction. Les perspectives de ce travail résident dans l'application de cette méthode *in situ* dans l'environnement intérieur à la fois au niveau des surfaces et de l'air.

**Source** : Dean T.R., Kohan M., Betancourt D. and Menetrez M.Y. ; A simple polymerase chain reaction-sequencing analysis capable of identifying multiple medically relevant filamentous fungal species ; *Mycopathologia*, 162 [2006]: 265-271

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

### À lire également :

Franklin P., Runnion T., Farrar D. and Dingle P. ; Comparison of peak and average nitrogen dioxide concentrations inside homes ; Atmospheric Environment, 40(38) [2006]: 7449-7454

Hanoune B., Le Bris T., Allou L. *et al.* ; Formaldehyde measurements in libraries: Comparison between infrared diode laser spectroscopy and a DNPH-derivatization method ; Atmospheric Environment, 40(30) [2006]: 5768-5775

Ren Y., Cheng T.T. and Chen J.M. ; Polycyclic aromatic hydrocarbons in dust from computers: one possible indoor source of human exposure ; Atmospheric Environment, 40(36) [2006]: 6956-6965



## LIEUX DE VIE

### Recherche des déterminants du dioxyde d'azote et du formaldéhyde dans 96 logements de la ville de Québec (Canada)

Les valeurs guides pour les polluants intérieurs du secteur résidentiel sont en cours de révision au Canada. Une première valeur guide actualisée est parue en 2005 pour le formaldéhyde (123 et 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour 1 heure et 8 heures d'exposition respectivement). Mais pourtant peu de données existent pour le secteur résidentiel. L'objectif de cette étude vise à répondre à cette attente et de ce fait à déterminer les niveaux intérieurs de dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) et de formaldéhyde et à identifier leurs déterminants parmi les caractéristiques des logements, principalement le renouvellement d'air, la présence de matériaux neufs (moins d'un an) et le mode de chauffage.

Un échantillon de 100 propriétaires de maison, duplex ou triplex répartis dans 3 zones géographiques de la ville de Québec était visé. Pour l'obtenir, 418 adresses ont été tirées au sort dans l'annuaire, contactées par courrier puis téléphone. Le taux de réponse était de 86 % ( $n = 358$ ) pour un taux de participation final de 42 % ( $n = 177$ ). Les participants ont alors rempli un premier questionnaire de sélection et d'identification du système de chauffage, pour une sélection finale de 93 logements sans chauffage électrique (dont 1 seul avec une cuisinière à gaz). Trois autres logements volontaires avec cuisinières à gaz ont participé à l'étude. L'échantillon final est constitué de 96 logements (95 maisons individuelles + 1 duplex).

Les enquêtes, réparties sur 3 visites, se sont déroulées de janvier à avril 2005 (période de chauffe). Une visite initiale comportait l'administration à l'occupant d'un questionnaire descriptif (sur le logement, les équipements et les revêtements, la présence de fumeurs) et la mise en place d'instruments de mesures dans le séjour :

- capteur passif sur 7 jours Ogawa ( $\text{NO}_2$ ) ;
- capteur passif Umex 100 sur 24 heures (formaldéhyde) ;
- enregistreur de température et d'humidité relative (pas de temps de 10 min) ;

- tubes émetteurs / récepteurs PFT (Perfluorocarbon traceur) pour la détermination du taux de renouvellement d'air moyen sur 7 jours.

Le retrait du capteur passif pour le formaldéhyde était effectué lors de la seconde visite après 24 heures, durant laquelle un questionnaire rétrospectif sur les activités des dernières 24 heures (chauffage, cuisine, nouveau mobilier, revêtement) était posé. Les autres instruments étaient récupérés lors de la dernière visite après 7 jours et associés à un questionnaire rétrospectif sur les activités des 6 derniers jours.

Les résultats obtenus indiquent un taux de renouvellement d'air moyen de 0,2 vol/h (0,1 à 0,6 vol/h), soit des débits d'air compris entre 3 et 27 L/s par personne. Plus de la moitié des logements sont en deçà de la recommandation de la norme américaine ASHRAE\* de 7,5 L/s par personne.

La concentration intérieure en formaldéhyde était de 30  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (moyenne géométrique sur 24 heures) avec un minimum de 10 et un maximum de 90  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  selon les logements. Les sources de combustion n'ont pas une contribution significative, alors que les produits neufs (moins de 1 an) à base de bois, ainsi que les peintures et vernis récents sont associés à des teneurs élevées de formaldéhyde ( $p = 0,04$  et  $p < 0,0001$ ). Les logements chauffés par des convecteurs électriques présentent des niveaux significativement supérieurs aux autres. Les auteurs font l'hypothèse que la température des matériaux au voisinage des convecteurs est plus élevée, augmentant du même coup l'émission de formaldéhyde. Cette association reste indépendante après ajustement lié au taux de renouvellement d'air, lequel est inversement corrélé à la concentration en formaldéhyde. Aucune relation avec la température n'a été observée. Une corrélation positive avec l'humidité relative est reportée, elle-même inversement corrélée avec le renouvellement d'air.

Le niveau de NO<sub>2</sub> sur 7 jours était de 8 µg.m<sup>-3</sup> (moyenne géométrique), avec un minimum de 3 et un maximum de 29 µg.m<sup>-3</sup>. La présence d'un système de chauffage au gaz ou d'une cuisinière à gaz contribue de manière significative aux concentrations mesurées en NO<sub>2</sub> (niveau moyen respectif de 12 et 25 µg.m<sup>-3</sup>,  $p < 0,0001$ ). Les concentrations en formaldéhyde et en NO<sub>2</sub> sont inversement corrélées.

Les auteurs concluent à la nécessité de procéder à une aération suffisante, non seulement dans les logements neufs, mais également lorsque de nouveaux matériaux sont introduits pour limiter le niveau de formaldéhyde. Par contre, cela conduirait à augmenter la concentration intérieure de NO<sub>2</sub>, associée en partie à l'apport de l'air extérieur.

Cette étude sur deux polluants majeurs des environnements intérieurs est très intéressante notamment par la pertinence de la technique utilisée (traceurs perfluorocarbonés) pour déterminer le taux de renouvellement d'air moyen, variable cruciale pour permettre une recherche efficace des déterminants. Toutefois, du fait de la faible taille de l'échantillon, l'étude perd en puissance statistique. Néanmoins, les associations indiquées apparaissent vraisemblables et confortent les conclusions d'autres études plus spécifiques réalisées par ailleurs, notamment en France <sup>(1,2)</sup>. En termes de niveaux, les valeurs reportées dans cette étude se rapprochent des valeurs horaires observées dans des logements (séjours) à Strasbourg <sup>(2)</sup> de l'ordre de 32 µg.m<sup>-3</sup> (moyenne arithmétique), ou encore des valeurs sur 72 heures observées dans des logements parisiens (séjours) <sup>(1)</sup> de l'ordre de 24 µg.m<sup>-3</sup> (moyenne géométrique). Comparé à l'échantillon national de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur <sup>(3)</sup>, le niveau moyen de formaldéhyde dans cette étude est

plus important (30 contre 18 µg.m<sup>-3</sup> en période de chauffe respectivement sur 1 et 7 jours). Les niveaux de NO<sub>2</sub> restent quant à eux relativement faibles comparés aux niveaux observés sur 7 jours en Allemagne (médiane de 15 ou 20 µg.m<sup>-3</sup> selon la présence ou non de cuisinière gaz) <sup>(4)</sup> ou en France (médiane de 26 ou 34 µg.m<sup>-3</sup> respectivement dans une chambre ou une cuisine) <sup>(5)</sup>. Dans ces deux dernières études, les niveaux observés de NO<sub>2</sub> restent du même ordre que les niveaux extérieurs (respectivement 15 et 31 µg.m<sup>-3</sup>). Une mesure des valeurs extérieures par les auteurs aurait renforcé la solidité de l'étude.

(1) Clarisse B., Laurent A.M., Seta N., Le Moullec Y., El Hasnaoui A. and Momas I. ; Indoor aldehydes: measurement of contamination levels and identification of their determinants in Paris dwellings ; Environmental Research, 92 [2003]: 245-253

(2) Marchand C., Bulliot B., Le Calvé S., Mirabel P. ; Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France) ; Atmospheric Environment, 40 [2006]: 1336-1345

(3) Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Campagne nationale Logements : État de la qualité de l'air dans les logements français, Rapport DDD/SB 2006-57, Novembre 2006 (<http://www.air-interieur.org/>)

(4) Cyrus J., Heinrich J., Richter K., Wölke G., Wichmann H.-E.; Sources and concentrations of indoor nitrogen dioxide in Hamburg (west Germany) and Erfurt (east Germany) ; The Science of the Total Environment, 250 [2000]: 51-62

(5) Observatoire de la qualité de l'air intérieur, Programme d'actions 2002, Rapport DDD/SB 2003-52, Juillet 2003

Source : Gilbert N.L., Gauvin D., Guay M. *et al.* ; Housing characteristics and indoor concentrations of nitrogen dioxide and formaldehyde in Quebec City, Canada ; Environmental Research, 102(1) [2006]: 1-8

Article analysé par : Olivier RAMALHO, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB ; [olivier.ramalho@estb.fr](mailto:olivier.ramalho@estb.fr)



## LIEUX DE VIE

### Pollution dans les bars de Boston avant et après l'interdiction de fumer

Repace *et al.* ont cherché à déterminer l'impact de la loi américaine sur l'interdiction de fumer dans les bars en décrivant la qualité de l'air dans sept d'entre eux à Boston, avant et après la mise en place de celle-ci. Les polluants mesurés sont les particules respirables et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) fixés sur les particules. La première mesure a été effectuée juste avant l'entrée en vigueur de la loi, la seconde six mois après sa mise en application. Ce délai a été jugé suffisant pour que le respect de la loi soit effectif. La ventilation des bars a été estimée par la mesure du CO<sub>2</sub>. Les portes et fenêtres des bars devaient rester fermées pendant la période de mesurage.

La comparaison des concentrations avant et après l'interdiction de fumer indique une réduction de

96 % des particules respirables, passant d'une concentration de 179 µg.m<sup>-3</sup> à 7,7 µg.m<sup>-3</sup>, et de 90 % des HAP\* dont la concentration chute de 65,1 ng.m<sup>-3</sup> à 6,3 ng.m<sup>-3</sup>. Cette comparaison révèle également un impact très fort sur la réduction de l'odeur, des sensations d'irritation et du confort des clients.

La comparaison de ces concentrations intérieures avant l'entrée en vigueur de la loi, par rapport aux concentrations ambiantes à l'extérieur, montre une différence d'un facteur 10 pour les particules respirables et d'un facteur 4 pour les HAP\*. Après l'interdiction de la loi, elles sont égales ou inférieures à celles mesurées dans l'air ambiant extérieur.



Les résultats sont éloquentes pour tous les bars sauf un. Une enquête a montré que, dans ce bar, un dispositif de combustion dans la cuisine émettait des concentrations élevées en particules et monoxyde de carbone (50 ppm). La répercussion sur l'ensemble de l'établissement était nette malgré le parfait état de marche des conduits d'évacuation des fumées.

Les concentrations mesurées dans les bars ne l'ont pas été aux seuls moments d'affluence de la clientèle. Et pourtant, le taux d'occupation de 39 % était déjà élevé au regard de la qualité de l'air. On imagine aisément la dégradation encore plus manifeste lorsque ce taux s'élève.

Avant l'application de l'interdiction du tabagisme dans ces lieux, un calcul de risque pour les patrons et le personnel de ces établissements indique un dépassement d'un facteur 150 du niveau de risque jugé négligeable fixé à  $10^{-6}$ . Après l'interdiction, les répercussions sur la santé sont manifestes pour la

population fréquentant ces lieux puisque les concentrations et donc l'exposition des personnes deviennent inférieures aux seuils réglementaires ou aux recommandations des organismes d'État comme l'US-EPA\*.

Au final, les auteurs mettent en avant l'important gain sanitaire dans une période de temps très courte d'une telle disposition, qui nécessite peu d'investissement financier. C'est d'autant plus intéressant que l'impact économique d'une telle interdiction n'est pas ressenti par les propriétaires des bars, car ils accueillent une nouvelle clientèle parmi les non fumeurs.

Source : Repace J.L., Hyde J.N. and Brugge D. ; Air pollution in Boston bars before and after a smoking ban - art. no. 266 ; BMC Public Health, 6[2006]: 266

Article analysé par : Frédéric DOR, Institut de veille sanitaire ; [f.dor@invs.sante.fr](mailto:f.dor@invs.sante.fr)



## LIEUX DE VIE

### Modélisation du dépôt particulaire dans les gaines de ventilation : prise en compte de la rugosité de surface

Zhao et Wu présentent l'évaluation du dépôt des particules dans les réseaux de ventilation, et plus particulièrement, un nouveau modèle numérique destiné à la prédiction du dépôt de ces particules sur les parois rugueuses des gaines de ventilation.

Ce modèle, de type eulérien, intègre les effets des diffusions moléculaires et turbulente de l'air et de la gravité, déjà pris en compte dans le modèle de Lai et Nazaroff <sup>(1)</sup>. Le calcul de la diffusion turbulente est effectué en considérant également trois régimes de développement de la couche limite turbulente : hydrauliquement lisse, de transition et parfaitement turbulent. Cependant, les auteurs complètent ce modèle par la prise en compte de la turbophorèse et de la rugosité de paroi. La turbophorèse, force additionnelle qui agit sur les particules dans la couche limite turbulente pariétale, tend à augmenter le dépôt des particules les plus inertielles. Cette force apparaît consécutivement à l'établissement du gradient de vitesse instantanée de l'air à proximité d'une paroi qui tend à découpler le mouvement de la particule de sa phase porteuse et ainsi à la transporter préférentiellement vers la paroi plutôt que de l'en éloigner. La rugosité de paroi, quant à elle, tend à décaler la couche limite turbulente de telle manière que la capture des particules par la paroi s'effectue plus profondément dans la couche limite, ce qui en augmente la vitesse de dépôt. Le traitement usuel de ce décalage de la zone de dépôt est de le considérer uniquement dépendant de la hauteur de rugosité. Le traitement original présenté dans cette étude est d'intégrer également l'effet du régime turbulent et de le traiter en considérant les trois régimes précités. Les comparaisons avec des résultats d'études expérimentales et numériques

montrent une amélioration de la prédiction du dépôt par rapport aux précédents modèles et l'intérêt de la prise en compte de la turbophorèse et du traitement adéquat de l'effet de rugosité dans la modélisation du dépôt.

Si ce modèle permet l'amélioration significative des prédictions du dépôt par rapport aux autres modèles existants, voire même l'obtention de très bons résultats dans le cas de rugosités artificielles bien calibrées, il est important de noter la très grande imprécision des résultats relatifs aux rugosités réelles telles que celles étudiées par Sippola et Nazaroff <sup>(2)</sup>. Cette divergence, qui induirait une surévaluation du dépôt pouvant aller jusqu'à un facteur 100, montre l'extrême difficulté d'intégrer la complexité des surfaces réelles dans les modèles numériques. On peut regretter par ailleurs le fait que les auteurs ne présentent pas les effets séparés de la prise en compte de la turbophorèse et du traitement de la rugosité, mais uniquement l'effet cumulé des deux.

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

(2) Sippola M.R. and Nazaroff W.W. ; Experiments measuring particle deposition from fully developed turbulent flow in ventilation ducts ; Aerosol Sc. and Technol., 38 [2004]: 914-925

Source : Zhao B. and Wu J. ; Modeling particle deposition onto rough walls in ventilation duct ; Atmospheric Environment, 40(36) [2006]: 6918-6927

Article analysé par : Marc ABADIE, Laboratoire d'Étude des Phénomènes de Transfert Appliqués au Bâtiment – LEPTAB, Université de La Rochelle ; [marc.abadie@univ-lr.fr](mailto:marc.abadie@univ-lr.fr)

### À lire également :

Weis N., Siemers U. and Kopiske G. ; A visual ventilation guiding device (VVGD) - Development and validation for use in dwellings and schools ; HVAC&R Research, 12(3C) [2006]: 903-915

Noakes C.J., Beggs C.B., Sleight P.A. and Kerr K.G. ; Modelling the transmission of airborne infections in enclosed spaces ; Epidemiology and Infection, 134(5) [2006]: 1082-1091

Dimitroulopoulou C., Ashmore M.R., Hill M.T.R. *et al.* ; INDAIR: A probabilistic model of indoor air pollution in UK homes ; Atmospheric Environment, 40(33): 6362-6379



## **EFFETS SANITAIRES**

### **Effet du formaldéhyde sur la réponse bronchique à l'allergène de patients asthmatiques sensibilisés aux acariens**

La place des études humaines en exposition contrôlée à un ou plusieurs polluants de l'air est importante, complémentaire des études épidémiologiques et des études réalisées en milieu professionnel. En effet, elles permettent d'évaluer, chez des sujets sensibles, les effets induits par une exposition aiguë à un polluant ou un mélange de polluants et peuvent également apporter des données intéressantes sur la relation dose-réponse, ainsi que sur les mécanismes d'action en jeu. La plupart des études de ce type déjà réalisées concernent les polluants tels que le NO<sub>2</sub>, l'O<sub>3</sub>, le SO<sub>2</sub>, ainsi que des mélanges de polluants comme les échappements Diesel ou la fumée de tabac.

Il s'agit ici d'une des premières expérimentations humaines évaluant l'interaction entre le formaldéhyde et un allergène dans des conditions contrôlées. L'objectif était d'évaluer l'effet d'une exposition préalable à un peu moins de 100 µg.m<sup>-3</sup> de formaldéhyde pendant 30 minutes sur la réponse bronchique à *Dermatophagoides pteronyssinus* (Der p 1) chez des patients asthmatiques intermittents sensibilisés à cet allergène d'acariens.

L'étude a été conduite en double aveugle chez 19 patients selon un design en cross-over et une méthodologie particulièrement rigoureuse. Chaque sujet subissait un test de provocation bronchique à l'allergène immédiatement après l'exposition contrôlée de 30 minutes dans un ordre aléatoire, soit au formaldéhyde, soit à l'air, avec un intervalle libre d'au moins trois semaines entre les deux expositions. Le nez du volontaire était clippé pendant l'exposition au formaldéhyde ou à l'air afin que la dose inhalée de polluant se dépose préférentiellement dans le tractus pulmonaire sans interagir avec le flux nasal. Un test de provocation bronchique à la métacholine était réalisé 24 h avant le challenge allergénique. Un test d'expectoration induite était réalisé la veille de l'exposition, 1 h après le test à la métacholine, ainsi que 24 h après le challenge allergénique. Les concentrations en formaldéhyde et en allergène d'acariens ont été mesurées dans le logement des volontaires. La concentration moyenne de formaldéhyde était de

36,7 µg.m<sup>-3</sup> dans les logements, soit une valeur proche de la concentration de base mesurée dans la chambre d'exposition (32 µg.m<sup>-3</sup>). Il est à noter que dans quelques logements, des concentrations proches des niveaux d'exposition au formaldéhyde dans la chambre ont été observées. Après exposition au formaldéhyde, une réaction bronchique immédiate à l'allergène est survenue à une dose significativement plus faible qu'après exposition à l'air : PD<sub>20</sub> (dose d'allergène provoquant une diminution du volume expiratoire maximum par seconde (VEMS) de 20 %) pour Der p 1 à 34,3 ng après le formaldéhyde versus 45,4 ng après l'air ( $p = 0,05$ ). L'évaluation de la fonction respiratoire des sujets réalisée toutes les heures pendant les 6 heures suivant le challenge allergénique, montrait une diminution maximale du VEMS plus importante après exposition au formaldéhyde qu'après exposition à l'air (15 % versus 11 %,  $p = 0,046$ ). Une tendance à une augmentation du taux d'un marqueur de l'inflammation bronchique, l'ÉCP (protéine cationique dérivée de l'éosinophile) dans l'expectorat, a été observée après exposition au formaldéhyde.

Dans ce travail, l'exposition pendant 30 minutes à une concentration faible de formaldéhyde a potentialisé la réponse bronchique à Der p 1 chez des patients asthmatiques allergiques à cet allergène d'acariens.

Dans le futur, il pourrait être intéressant de mener une étude avec le même design et la même concentration de formaldéhyde, soit à un peu moins de 100 µg.m<sup>-3</sup> (valeur maximale recommandée par l'OMS pour une exposition de 30 min dans des environnements intérieurs) sans que le nez des volontaires ne soit clippé pendant l'exposition.

Source : Casset A., Marchand C., Purohit A. *et al.* ; Inhaled formaldehyde exposure: effect on bronchial response to mite allergen in sensitized asthma patients ; Allergy, 61 [2006]: 1344-1350

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)



## EFFETS SANITAIRES

### Validation d'un modèle de prévision à 20 ans du saturnisme infantile : tendances pour 2010

Les auteurs ont montré la possibilité et l'intérêt d'utiliser différents indicateurs et informations pour évaluer, orienter et suivre l'efficacité des politiques de santé publique proposées. Ils portent leurs prévisions sur l'évolution de la proportion de valeurs de plomb dans le sang de plus de 100 µg/L (cas de saturnisme) des enfants américains de moins de 6 ans entre 1990 et 2010. La méthodologie présentée est intéressante car elle permet d'estimer la proportion de cas de saturnisme infantile aux États-Unis selon la proportion d'habitat considéré comme étant à risque, la date de construction de l'habitation et le degré de pauvreté des familles.

Ce modèle s'est basé dans un premier temps sur :

- les résultats de la campagne 1992-94 de la *National Health And Nutrition Examination Survey* (NHANES III) qui présentait la distribution des plombémies chez les enfants et les caractéristiques de leur habitation eu égard aux peintures au plomb ;
- les données de l'enquête nationale sur la peinture au plomb dans l'habitat de 1990 (*National Lead Paint Survey*, NLPS) ;
- les résultats des deux étapes (1989-1997) de l'enquête américaine sur l'habitat (*American Housing Survey*, AHS) et de l'enquête portant sur la consommation d'énergie des résidences (*Residential Energy Consumption Survey*, RECS) en 1993 qui ont permis d'estimer le taux de démolition de l'habitat et de remplacement des fenêtres. En effet, diverses enquêtes américaines montrent clairement l'influence très importante de cette dernière mesure sur les niveaux de plomb retrouvés dans les poussières des appartements, ainsi que dans le sang des enfants les occupant ;
- l'information sur la répartition du parc immobilier américain en fonction des dates de construction (1940-1960-1975) ;
- l'estimation apportée par les enquêtes sur la proportion d'habitat ayant de la peinture au plomb parmi ces précédentes catégories.

Le modèle estime ainsi la proportion d'habitat jugé à haut risque d'exposer au plomb. L'information sur la proportion par catégorie d'habitat à risque (selon l'âge de construction) de ceux qui ont fait l'objet d'un remplacement de fenêtres ou de démolition, ainsi que l'information portant sur les maisons construites entre 1990 et 2000, a permis d'estimer une cinétique de transition d'habitat à risque en habitat à non risque.

Dans un deuxième temps, ces estimations ont été croisées avec la proportion de cas de saturnisme infantile.

Les données de NHANES III apportaient l'estimation de la distribution des plombémies selon l'âge de l'habitation et par catégorie de revenus. Il était ainsi possible de croiser les trois variables : cas de saturnisme (> 100 µg/L), classe d'âge de l'habitat (avant 1940, entre 1940 et 1974 et après), famille au-dessous ou au-dessus de 1,3 fois le seuil de pauvreté. L'hypothèse a ensuite été faite que la proportion d'enfants ayant des plombémies élevées variait proportionnellement à la variation de l'habitat à risque. Il était ainsi possible d'estimer l'évolution du nombre de cas de saturnisme chez les enfants de familles pauvres vivant dans l'habitat à risque construit avant 1940, à risque construit entre 1940 et 1974, sans risque, puis chez les enfants des familles riches selon ces mêmes classifications.

Le modèle a prévu entre 1989 et 2000 une diminution de l'habitat à risque de 44,2 millions à 33,3 millions. 70 % de la diminution est due au changement de fenêtres et 30 % à la destruction de l'habitat à risque. Une enquête réalisée en 2000 a montré que l'estimation par le modèle de la proportion d'habitat à risque pour l'habitat construit avant 1940 était bonne, mais que celle pour l'habitat construit après 1960 était surestimée. Ceci était dû à une imprécision liée à la petite taille de l'échantillon sur lequel les proportions avaient été estimées à partir de l'enquête NLPS en 1993. Corrigé de ces estimations, le modèle prévoit non plus 565 000 cas de saturnisme en 2000, mais 498 000 alors que l'estimation issue de l'enquête NHANES IV (2003) est de 434 000 cas de saturnisme (IC<sub>95 %</sub>\* = [189 000 – 946 000]). Le modèle permet de ventiler ce nombre selon les catégories d'habitat et de revenus familiaux (cf. tableau en page suivante).

*Estimation par le modèle du nombre d'enfants présentant un cas de saturnisme en 2000 selon les classes (pourcentage de l'ensemble des enfants présentant un cas de saturnisme en 2000)*

	Ratio pauvreté / salaire < 1,3	Ratio pauvreté / salaire > 1,3	Total
Haut risque avant 1940	136 (27,3 %)	57 (11,4 %)	193 (38,8 %)
Haut risque 1940-59	46 (9,2 %)	50 (10,0 %)	97 (19,5 %)
Haut risque 1960-74	39 (7,8 %)	40 (8,0 %)	79 (15,6 %)
Haut risque total	222 (44,6 %)	147 (29,5 %)	369 (74,1 %)
Bas risque avant 1940	15 (3,0 %)	2 (0,4 %)	16 (3,2 %)
Bas risque 1940-59	17 (3,4 %)	2 (0,4 %)	19 (3,8 %)
Bas risque 1960-74	25 (5,0 %)	3 (0,6 %)	28 (5,6 %)
Bas risque après 1974	53 (10,6 %)	13 (2,6 %)	66 (13,3 %)
Bas risque total	109 (21,9 %)	20 (4,0 %)	129 (25,9 %)
<b>Total</b>	<b>331 (66,5 %)</b>	<b>167 (33,5 %)</b>	<b>498 (100 %)</b>

Ce travail montre l'intérêt des informations combinées et variées, issues d'enquêtes répétées régulièrement pour orienter les politiques d'action sur les populations les plus à risque et en suivre l'efficacité. Il permet de prévoir déjà le nombre de cas de saturnisme aux États-Unis en 2010 selon les tendances du renouvellement de l'immobilier ou de la restauration de l'habitat existant. La répétition des enquêtes permet de redresser le modèle au vu des nouvelles informations et de corriger ainsi les biais de prédiction issus de données peu représentatives ou dépassées. Le modèle permet aussi de prédire le nombre de cas de saturnisme restant en 2010 si

aucune autre politique n'est engagée. De tels modèles devraient aussi permettre d'apprécier le coût et l'efficacité combinée des mesures préconisées en matière de santé publique et d'économie moyennant l'existence d'informations scientifiques et de santé publique suffisantes.

Source : Jacobs D.E. and Nevin R. ; Validation of a 20-year forecast of US childhood lead poisoning: Updated prospects for 2010 ; Environmental Research, 102(3) [2006]: 352-364

Article analysé par : Philippe PIRARD, Institut de veille sanitaire ; [p.pirard@invs.sante.fr](mailto:p.pirard@invs.sante.fr)



## EFFETS SANITAIRES

### Fréquentation des piscines, atonie et asthme durant l'enfance

Dans une première série de travaux, les auteurs avaient mis en évidence de manière fortuite que la fréquentation des piscines était associée à une augmentation de la perméabilité de l'épithélium pulmonaire et de la prévalence de l'asthme chez les enfants. Ces effets délétères étaient attribués à la trichloramine (produit dérivé du chlore utilisé pour désinfecter l'eau) présente dans l'air des piscines et reconnue comme fortement irritante. Dans cette dernière publication, ils ont cette fois mené une étude épidémiologique transversale afin d'évaluer l'impact sanitaire de la fréquentation des piscines chez l'enfant.

341 enfants, âgés de 10 à 13 ans, fréquentant 10 écoles du sud-ouest de Bruxelles ont participé (800 familles avec enfant(s) de cette classe d'âge avaient été sollicitées). Le temps passé à la piscine (heures depuis la naissance) a été calculé pour chaque enfant à partir des données renseignées par

questionnaire. 3 piscines ont été fréquentées par les enfants, toutes étant désinfectées par de l'hypochlorite de sodium. Les niveaux de trichloramine dans l'air entre 2001 et 2003 étaient compris entre 0,25 et 0,54 mg/m<sup>3</sup>.

Un questionnaire a renseigné sur l'asthme (diagnostiqué par un médecin), les maladies allergiques et la présence de symptômes respiratoires. L'asthme a aussi été estimé par un test d'effort. La prévalence totale d'asthme a été calculée en ajoutant les enfants avec un asthme diagnostiqué par un médecin et les enfants positifs au test d'effort. L'inflammation des voies respiratoires supérieures a été évaluée en mesurant la concentration en monoxyde d'azote (NO) exhalé ; le test est positif si le niveau est supérieur à 30 ppb, soit le percentile 95 chez les enfants non asthmatiques de l'étude.

Enfin, le statut atopique des enfants a été évalué à partir du dosage des IgE\* dans le sang (totales et spécifiques des aéroallergènes les plus courants). Les enfants ont été classés atopiques s'ils présentaient au moins un type d'IgE\* spécifiques et/ou si leur nombre d'IgE\* totales dépassait 100 ou 56 kIU/L (56 correspondant au percentile 50 chez les enfants de l'étude). Des modèles logistiques multivariés ont été utilisés, avec introduction de nombreuses variables d'ajustement : asthme, rhume des foins et eczéma maternel ou paternel ; IgE\* totales (> 100 kIU/L) ; IgE\* spécifiques ; nombre de frères et sœurs ; animaux à la maison depuis la naissance ; animaux à la maison pendant moins de 2 ans ; nombre de personnes du ménage par pièce ; utilisation de chlore ; tabagisme passif ; allaitement ; tabagisme maternel pendant la grossesse ; mode de garde de l'enfant ; sports autres que la piscine. L'analyse a ensuite été stratifiée selon l'atopie, le nombre total d'heures passées à la piscine (< 50, 50-100, 100-200, > 200) et l'âge de fréquentation des piscines.

40 enfants (soit 11,7 %) ont un asthme diagnostiqué par un médecin et/ou un test d'effort positif. La concentration en NO exhalé est élevée chez 29 enfants (8,5 % ; 13 d'entre eux ont de l'asthme). Comme attendu, les facteurs les plus associés à l'asthme et à une concentration en NO exhalé élevée sont l'atopie, l'asthme ou le rhume des foins parental. Parmi les facteurs comportementaux, la fréquentation des piscines est un des facteurs les plus constamment associés aux différents indicateurs d'asthme, et la plus forte association est observée avec la concentration en NO exhalé ( $p = 0,003$ ), association qui persiste après exclusion des enfants avec un asthme diagnostiqué par un médecin ( $p = 0,05$ ).

Dans la suite des analyses, les auteurs ont montré que l'asthme (total ou diagnostiqué par un médecin) et la concentration en NO exhalé sont associés avec la fréquentation des piscines de manière différente : le risque d'asthme augmente uniquement chez les enfants atopiques, alors que le risque de concentration en NO exhalé plus élevée augmente chez tous les enfants et de manière plus importante chez les enfants non-atopiques. Ces associations sont principalement obtenues en définissant le statut atopique relativement au nombre des IgE\* totales (100 ou 56 kIU/L). Cette interaction entre statut atopique et fréquentation des piscines dans les relations avec les indicateurs de santé est confirmée en stratifiant l'analyse en fonction du nombre d'heures passées à la piscine.

Par ailleurs, les auteurs montrent que le risque total d'asthme est plus important si les enfants atopiques ont fréquenté la piscine dès leur jeune âge (avant 6-7 ans) ; le risque diminue ensuite progressivement avec l'âge de fréquentation de la piscine. Pour la concentration en NO exhalé, la tendance est la même, que l'enfant soit atopique ou non.

Les associations mises en évidence ne sont pas biaisées par des différences de fréquentation des piscines entre les enfants asthmatiques et non asthmatiques ou de parents asthmatiques et non asthmatiques. Par contre, la proportion d'enfants atopiques (IgE\* totales élevées) diminue avec le temps passé dans les piscines. Les auteurs n'expliquent pas ce résultat, ils avancent cependant l'hypothèse d'un effet immunotoxique des produits dérivés du chlore. Ils appuient cette hypothèse sur l'association négative qu'ils mettent en évidence entre la présence d'IgE\* spécifiques d'aéroallergènes et l'utilisation de produits ménagers à base de chlore, ces IgE\* spécifiques augmentant par ailleurs avec le nombre de personnes dans le ménage et les rhumes à répétition. Ces résultats conduisent les auteurs à revisiter l'« hypothèse hygiéniste », en proposant que l'augmentation de prévalence de l'asthme soit moins liée à la diminution de l'exposition à des agents infectieux, qu'à une exposition importante des enfants des pays industrialisés aux produits chlorés, qui restent les produits d'hygiène les plus largement utilisés.

Les points faibles de cette étude résident essentiellement dans le type d'étude transversale, le choix non aléatoire de la population d'étude qui n'est pas forcément représentative des enfants du pays, la faible participation (les auteurs mettent celle-ci en relation avec la nécessité de subir une prise de sang) et les faibles effectifs notamment dans les analyses stratifiées. L'utilisation de plusieurs indicateurs de la maladie asthmatique et de nombreux facteurs de stratification rend l'article difficile à lire. Cependant, cette étude confirme l'effet négatif des dérivés chlorés présents dans les piscines sur la santé respiratoire des enfants : augmentation de la prévalence d'asthme chez les enfants atopiques, et ceci plus particulièrement chez ceux ayant fréquenté la piscine très jeunes, mais aussi augmentation de l'inflammation des voies respiratoires chez tous les enfants (atopiques ou non). Ce deuxième effet est à relier à l'augmentation de la perméabilité de l'épithélium pulmonaire mis en évidence préalablement par la même équipe et qui, selon elle, pourrait faciliter l'accès des allergènes au milieu intérieur. Les auteurs insistent sur le fait que les enfants les plus jeunes sont les plus à risque, parce que leurs poumons sont en développement. L'exposition aux produits dérivés du chlore des piscines constituerait donc un facteur conséquent intervenant dans l'augmentation de la prévalence d'asthme dans les pays industrialisés.

Source : Bernard A., Carbonnelle S., de Burbure C. *et al.* ; Chlorinated pool attendance, atopy, and the risk of asthma during childhood ; Environmental Health Perspectives, 114(10) [2006]: 1567-1573

Article analysé par : Marie-Thérèse GUILLAM, SEPIA-Santé ; [sepia@sepia-sante.com](mailto:sepia@sepia-sante.com)

### **À lire également :**

Catelinois O., Rogel A., Laurier D. *et al.* ; Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: Impact of the risk models and uncertainty analysis ; *Environmental Health Perspectives*, 114(9) [2006]: 1361-1366

Bonlokke J.H., Stridh G., Sigsgaard T. *et al.* ; Upper-airway inflammation in relation to dust spiked with aldehydes or glucan ; *Scandinavian Journal of Work Environment & Health*, 32(5) [2006]: 374-382

Jaakkola J.J.K., Jeromnimon A. and Jaakkola M.S. ; Interior surface materials and asthma in adults: A population-based incident case-control study ; *American Journal of Epidemiology*, 164(8) [2006]: 742-749



## **EXPOLOGIE – EVALUATION DES RISQUES**

### **Étude d'intervention pour réduire l'exposition aux pesticides chez les femmes enceintes en milieu urbain**

Aux États-Unis, l'utilisation d'insecticides en milieu domestique est largement répandue pour lutter contre les blattes et autres parasites, en particulier dans les milieux les plus défavorisés. Ainsi, 70 à 85 % des femmes vivant en milieu urbain déclarent utiliser des insecticides à leur domicile durant leur grossesse. Certaines études ont montré la présence d'organophosphorés ou de carbamates dans l'air des maisons ; d'autres rapportent la présence de composés mères ou métabolites dans le sang ou les urines de 40 à 75 % des femmes enceintes. Il existe donc une exposition aux insecticides assez généralisée chez les femmes durant leur grossesse. Divers programmes ou stratégies d'intervention visant à réduire l'infestation par les blattes et l'exposition domestique aux pesticides ont montré leur capacité à diminuer les populations parasitaires, les niveaux en allergènes ou la fréquence d'événements asthmatiques, mais il existe peu d'informations sur l'impact réel de ces interventions sur l'exposition résidentielle aux insecticides.

Dans ce contexte, les auteurs ont mis en place une étude pilote visant à évaluer l'influence d'une stratégie de management intégré de l'infestation parasitaire sur l'exposition résidentielle aux insecticides durant la grossesse en utilisant, pour la première fois, des mesures environnementales (air intérieur) couplées à des mesures biologiques (sang maternel). Le programme d'intervention repose essentiellement sur un nettoyage intensif du domicile par des professionnels, une limitation de l'infestation par les blattes en calfeutrants les points d'entrée potentiels dans les bâtiments, l'utilisation préférentielle d'insecticides de toxicité limitée ou faiblement volatils (appâts solides, gels, composés à base d'acide borique...) et une éducation comportementale avec des instructions visant à diminuer les sources alimentaires pour les blattes (collecte quotidienne des déchets, prise de repas exclusivement dans la cuisine...) ou à utiliser des méthodes anti-parasitaires non toxiques.

Deux groupes de femmes enceintes ont été recrutés, l'un chez qui le programme d'intervention a été appliqué (n = 25), l'autre chez qui aucune mesure ou instruction particulière n'a été mise en œuvre (groupe témoin, n = 27). Le groupe intervention est constitué de femmes, noires ou hispaniques, âgées de 18 à 35 ans, ayant déclaré un usage d'insecticides fortement toxiques durant leur grossesse ; le groupe témoin a été formé, selon les mêmes critères d'éligibilité, à partir d'une cohorte prospective pré-existante. Parmi les deux groupes, un état « zéro » (avant intervention) du degré d'exposition a été réalisé durant le 3<sup>ème</sup> trimestre de grossesse, en couplant au domicile une mesure du niveau d'infestation par les blattes (à l'aide de pièges ou colles à base de phéromones placés dans les cuisines durant deux semaines et dénombrement des adultes et nymphes piégés) et une mesure des concentrations en insecticides dans l'air intérieur (prélèvements également intégrés sur deux semaines réalisés dans la pièce principale par un dispositif actif permettant de collecter les insecticides en phase gazeuse (vapeurs semi-volatiles) et les aérosols). Neuf composés ont été recherchés : bendiocarbe, carbaryl, carbofurane, cis- et trans-perméthrine, malathion, méthyl-malathion, propoxur et piperonyl butoxyde (indicateur d'exposition aux pyréthriinoïdes, ce composé est employé en synergie avec les principes actifs des pyréthriinoïdes qui sont largement utilisés en milieu domestique dans la lutte anti-parasitaire). Une seconde estimation du degré d'exposition a été réalisée, à l'aide des mêmes outils, environ 4 semaines après l'intervention (post-intervention). Parallèlement à ces mesures environnementales, des échantillons sanguins chez les mères et un échantillon de sang de cordon ombilical ont été collectés lors de l'accouchement.

Les résultats indiquent que les deux groupes sont comparables du point de vue de leurs caractéristiques socio-démographiques ou du taux d'observation de blattes dans le logement (85 à 90 %). On note, avant et après l'intervention, une diminution significative (de l'ordre de 50 %) du degré d'infestation par les blattes (adultes et larves) seulement parmi le groupe intervention. Dans l'air, seuls 4 des 9 composés recherchés ont été détectés. Dans le groupe intervention, on observe une diminution significative des concentrations uniquement avec le piperonyl butoxyde. Ceci témoigne toutefois, selon les auteurs, de la capacité de la stratégie mise en œuvre à réduire les teneurs en pesticides dans l'air des habitations (le piperonyl butoxyde étant plus volatil que les composés actifs des pyréthrinoides, il serait un meilleur indicateur d'exposition). Pour les 3 autres composés détectés (propoxur, cis- et trans-perméthrine), on ne note pas de différence pré/post-intervention entre et parmi les deux groupes. Dans le sang maternel, seuls les composés retrouvés dans l'air ont été recherchés (composés mères pour la cis- et trans-perméthrine, ainsi qu'un métabolite du propoxur, le 2-isopropoxyphénol). Les résultats biologiques indiquent une même tendance que dans l'air puisque les insecticides ont été retrouvés exclusivement dans le sang des témoins ; la différence entre les deux groupes est significative pour la trans-perméthrine (29 % versus 0 %) et proche du degré de signification pour la cis-perméthrine et le 2-isopropoxyphénol (12 % versus 0 % dans les deux cas). Aucun de ces pesticides n'a été détecté dans le sang du cordon.

Les résultats de cette étude novatrice, bien que prometteurs, doivent être interprétés avec prudence, en particulier en raison, d'une part, de l'incohérence ou de la non compréhension de certains résultats (par exemple les résultats pour le propoxur, avec une diminution des teneurs dans l'air dans le groupe contrôle avant et après l'intervention, mais pas de baisse dans le groupe intervention, ne reflètent pas ceux obtenus avec le piperonyl butoxyde), et d'autre part, de certaines limites de l'étude (échantillon de petite taille, période de temps peu importante entre la pré- et la post-intervention...). Toutefois, même si les mesures environnementales ne sont pas nécessairement associées aux mesures biologiques, le manque de compréhension vis-à-vis des résultats observés dans l'air intérieur entre les groupes intervention et témoin n'influence pas les résultats attendus dans le sang maternel dans les deux groupes. Les résultats semblent ainsi indiquer qu'une stratégie d'intervention efficace peut avoir des effets significatifs sur le degré d'infestation par les blattes et *in fine* être en mesure de conduire à une diminution de l'exposition domestique aux pesticides (dose interne) durant la grossesse.

Source : Williams M.K., Barr D.B., Camann D.E. *et al.* ; An Intervention to Reduce Residential Insecticide Exposure during Pregnancy among an Inner-City Cohort ; Environmental Health Perspectives, 114(11) [2006]: 1684-1689

Article analysé par : Luc MOSQUERON, Institut national de l'environnement industriel et des risques – INERIS ; [luc.mosqueron@ineris.fr](mailto:luc.mosqueron@ineris.fr).

#### **À lire également :**

Edwards R.D., Schweizer C., Llacua V. *et al.* ; Time-activity relationships to VOC personal exposure factors ; Atmospheric Environment, 40(29) [2006]: 5685-5700

Haddad S., Tardif G.C. and Tardif R. ; Development of physiologically based toxicokinetic models for improving the human indoor exposure assessment to water contaminants: Trichloroethylene and trihalomethanes ; Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues, 69(23) [2006]: 2095-2136

Sax S.N., Bennett D.H., Chillrud S.N. *et al.* ; A cancer risk assessment of inner-city teenagers living in New York City and Los Angeles ; Environmental Health Perspectives, 114(10) [2006]: 1558-1566

---

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

Weschler C.J. ; Ozone's impact on public health: Contributions from indoor exposures to ozone and products of ozone-initiated chemistry ; Environmental Health Perspectives, 114(10) [2006]: 1489-1496

Boffetta P. ; Human cancer from environmental pollutants: The epidemiological evidence ; Mutation Research-Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 608(2) [2006]: 157-162

Fernandez-Caldas E., Iraola V., Boquete M. *et al.* ; Mite immunotherapy ; Current Allergy and Asthma Reports, 6(5) [2006]: 413-419

Niemela R., Seppanen O., Korhonen P. and Reijula K. ; Prevalence of building-related symptoms as an indicator of health and productivity ; American Journal of Industrial Medicine, 49(10) [2006]: 819-825

Seppanen O. and Fisk W. ; Some quantitative relations between indoor environmental quality and work performance or health ; HVAC&R Research, 12(4) [2006]: 957-973

Naeher L.P., Brauer M., Lipsett M. *et al.* ; Woodsmoke health effects: A review ; Inhalation Toxicology, 19(1) [2007]: 67-106

Sandel M. and Wright R.J. ; When home is where the stress is: expanding the dimensions of housing that influence asthma morbidity ; Archives of Disease in Childhood, 91(11) [2006]: 942-948

Moshhammer H., Bartonova A., Hanke W. *et al.* ; Air pollution: A threat to the health of our children ; Acta Paediatrica, 95 [2006]: 93-105

Chiu W.A., Caldwell J.C., Keshava N. and Scott C.S. ; Key scientific issues in the health risk assessment of trichloroethylene ; Environmental Health Perspectives, 114(9) [2006]: 1445-1449

## INFORMATIONS DIVERSES

---

### Thèse

#### Impact de la combustion de bois de chauffage sur la qualité de l'air intérieur

*Cette thèse a été préparée au sein du GRECA, Groupe de Recherche sur l'Environnement et la Chimie Atmosphérique, à l'Université Joseph FOURIER, Grenoble.*

À l'heure de l'économie des combustibles fossiles et de la recherche de sources d'énergie alternatives et renouvelables, la valorisation de la biomasse (biocarburants, bois-énergie...) est largement mise en avant. D'après l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), depuis quelques années, la vente d'appareils de chauffage domestique au bois augmente de manière significative, principalement les foyers fermés et inserts, les ventes de cheminées à foyers ouverts restant en revanche stables. Si l'impact sur la QAI\* de la combustion de biomasse est largement documenté dans les pays en voie de développement, il l'est nettement moins dans nos pays industrialisés. Ainsi, ce travail de thèse avait pour principal objectif l'évaluation de l'impact des émissions de COV\* dues à la combustion du bois, notamment dans les atmosphères intérieures.

Les caractéristiques des émissions de foyers individuels à bois ont été étudiées dans deux maisons, l'une en zone péri-urbaine équipée d'un foyer fermé et l'autre en zone rurale, disposant d'une cheminée ouverte. Les COV\* ont fait l'objet d'un prélèvement continu, dans la pièce de l'habitation accueillant le foyer, pendant 24 heures (changement automatique de la cartouche TENAX toutes les heures). L'évolution journalière des concentrations intérieures en COV\* et la nature de ceux-ci ont ainsi pu être étudiées et comparées selon les 2 types de foyer étudiés. Le foyer ouvert est évidemment beaucoup plus préjudiciable pour la QAI\* conduisant, par exemple, à une concentration journalière moyenne en benzène atteignant 29,3 µg.m<sup>-3</sup> (versus 9,7 µg.m<sup>-3</sup> avec le foyer fermé).

➔ Pour plus d'informations, contacter Aurélie ROUVIERE : [Aurelie.Rouviere@univ-lille1.fr](mailto:Aurelie.Rouviere@univ-lille1.fr)

---

### Sur le web

Une étude conduite par **ATMO Poitou-Charentes** en **novembre-décembre 2005** avait pour objectif l'analyse de la **qualité de l'air à l'intérieur d'un parking** clos à étages de la ville de Poitiers (700 places, 1 800 véhicules/jour). Cette campagne a été motivée par la réparation du système de ventilation mécanique, en dysfonctionnement lors des premières mesures de 2004. Dans un premier temps, la répartition spatiale en fonction des étages (6 niveaux intérieurs) et pour un même étage a été étudiée pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et le benzène, au moyen de capteurs passifs Radiello®. Puis, des analyseurs automatiques ont permis le suivi en continu du 3 novembre au 8 décembre 2005, des oxydes d'azote, du monoxyde de carbone (CO) et des particules PM<sub>10</sub>\* et PM<sub>2,5</sub>\* au 1<sup>er</sup> étage.

Les résultats de cette campagne montrent, entre autres, que les valeurs de qualité de l'air recommandées par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France en 1998 pour les parcs de stationnement couverts de plus de 500 places, ne sont pas dépassées pour le CO quel que soit le pas de temps, mais qu'elles le sont pour le NO<sub>2</sub> sur 15 minutes (recommandation à 800 µg.m<sup>-3</sup>).

**Étude de la qualité de l'air à l'intérieur du Parking Carnot à Poitiers**, Résultats de l'étude menée en 2005, Comparaison avec 2004, Révélat E., ATMO Poitou-Charentes, rapport référencé DI 05-010 ; Décembre 2006 – 33 pages

➔ [http://www.atmo-poitou-charentes.org/etudes/fiche\\_publications.lasso?id=120](http://www.atmo-poitou-charentes.org/etudes/fiche_publications.lasso?id=120)



Mal conçues, mal installées ou mal entretenues, beaucoup d'installations de ventilation dans les bâtiments résidentiels ou tertiaires ne donnent aujourd'hui pas satisfaction à leurs occupants, parce qu'inefficaces, trop bruyantes, trop consommatrices d'énergie... Partant de ce constat, **le Centre technique des industries aérauliques et thermiques (CETIAT)** a publié **début 2007** un guide de préconisations pour **améliorer les performances des installations de ventilation**.

Ce guide a pour objectif d'aider le diagnostiqueur à analyser une installation de ventilation existante et à déterminer les évolutions nécessaires, dans un contexte de réhabilitation ou de réaménagement du bâtiment, ou bien pour répondre à un souhait d'amélioration des performances du système. Des arbres décisionnels sont fournis pour les maisons individuelles, les immeubles collectifs, les bureaux et

les écoles, en intégrant des critères de choix (caractéristiques de l'existant, contraintes, possibilités, exigences), les impacts (énergie, qualité de l'air intérieur, confort thermique et acoustique) et des éléments de coûts et de sensibilité (conception, réalisation, maintenance). Un rappel réglementaire et des exemples de solutions sont proposés en annexes pour les différents bâtiments traités.

**Ventilation des bâtiments existants, Préconisations pour améliorer les performances des installations**, Tissot A. (CETIAT) et Barles P. (PBC), avec la collaboration des membres de l'association air.h et avec le soutien de l'ADEME ; 2007 – 32 pages

➔ <http://www.cetiat.fr>, Rubriques *Publications / Veille > Servez-vous*

À l'occasion des 10 ans de la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE), le vice-président du Sénat et président du Conseil national de l'air, **Philippe RICHERT**, a publié en **février 2007**, à la demande de Madame La Ministre de l'écologie et du développement durable, un rapport dressant le **bilan des travaux conduits depuis la mise en place de la LAURE dans le domaine de la qualité de l'air**. Ce rapport pose également les enjeux des problématiques nouvelles et émergentes et propose une réflexion pour une gouvernance intégrée « air, climat, énergie ». Dans cet état des lieux, le parlementaire évoque la part croissante de domaines aux enjeux sanitaires réels, peu couverts et peu documentés auparavant,

comme celui de la QAI\*. Il recense les programmes nationaux d'études et recherches ayant contribué à l'amélioration de la connaissance des expositions dans les différents micro-environnements intérieurs. Enfin, dans les séries de mesures proposées pour une meilleure surveillance et gestion intégrée de la qualité de l'air, il évoque la prise en compte incontournable de l'environnement intérieur pour la caractérisation des expositions individuelles.

**Qualité de l'air et changement climatique, un même défi, une même urgence, Une nouvelle gouvernance pour l'atmosphère**, Richert P. ; Février 2007 – 122 pages

➔ <http://www.ecologie.gouv.fr>

À la demande des pouvoirs publics belges (gouvernement des Flandres), **une étude de la qualité de l'air intérieur orientée spécifiquement sur les expositions des enfants** a été conduite par le VITO de **janvier 2005 à janvier 2007** dans 50 maisons (en zones urbaines, Anvers, et rurales), 7 écoles et crèches, 10 moyens de transport et 7 lieux de loisirs. Dans ces lieux et à l'extérieur de ceux-ci (représentant un total de 235 points de prélèvement), ont été mesurés les BTEX\*, le styrène, le 1,2,4-triméthylbenzène, le *p*-dichlorobenzène, le trichloréthylène, le tétrachloroéthylène, le méthyl-tertio-butyl éther (MTBE), le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le dioxyde d'azote et les PM<sub>10</sub>\*, PM<sub>2,5</sub>\* et PM<sub>1</sub>\*. Les budgets-espace-temps des enfants ont été collectés en parallèle.

L'ensemble des résultats est téléchargeable sur le site Internet du projet, dénommé FLIES, *Flanders Indoor Exposure Survey*, dans trois rapports :

- 1- Présentation de l'étude, hiérarchisation et choix des polluants ;
- 2- Sélection des lieux de vie, techniques analytiques mises en œuvre et résultats ;
- 3- Interprétation : identification des contributions respectives de l'air extérieur, des matériaux et des activités, puis caractérisation des expositions, et recommandations.

**The influence of contaminants in ambient air on the indoor air quality, Part I : Exposure of children**, Contract n°041689, Work performed under contract with Environment, Nature and Energy Department, Environment and Health Unit (former AMINAL)

➔ [http://wwwb.vito.be/flies/flies\\_e.aspx](http://wwwb.vito.be/flies/flies_e.aspx)

L'impact de l'usage des désodorisants d'ambiance (bougies parfumées, diffuseurs, aérosols...) sur la QAI\* et *in fine* la santé humaine fait l'objet de travaux de recherche depuis peu de temps. **Fin 2006, l'Institut de santé environnementale des Pays-Bas, le RIVM**, a publié un rapport posant les bases et les pré-requis pour **l'évaluation des expositions humaines aux substances chimiques émises par les parfums d'ambiance**. Un inventaire des catégories de produits présents sur le marché et des substances chimiques qu'ils sont susceptibles de contenir, en particulier des allergènes, a été réalisé, montrant la très grande variété des types de dispositifs (par combustion, par chauffage ou non ; passifs ou « mécaniques »...), la complexité des formulations et la pauvreté des données chiffrées relatives à leur composition.

---

Préalablement à l'élaboration d'une politique européenne relative à la qualité de l'air intérieur, **la Commission européenne** a rendu public en **février 2007** un rapport faisant **l'état des lieux des connaissances sur la QAI\* et ses impacts sanitaires**. Ce document a été élaboré par l'un des comités d'évaluation et d'orientation de la Commission, le SCHER, *Scientific Committee on Health and Environmental Risks*.

Dans une première partie, le SCHER pose les grandes lignes de la mise en œuvre de la démarche d'évaluation des risques dans le contexte des polluants de l'air intérieur (substances chimiques gazeuses, radon, particules, agents biologiques, humidité). La vulnérabilité des populations sensibles et la problématique des effets des mélanges sont discutés spécifiquement.

Ensuite, les connaissances faisant défaut sont recensées. Elles concernent d'une part les expositions (indicateurs d'exposition ; contributions respectives des sources extérieures et intérieures ; émissions des produits de consommation ; modélisation des émissions, du transport et du

---

Si les valeurs guides de qualité d'air que propose l'OMS\* depuis 1987 s'appliquent indifféremment à tous les environnements, il s'avère qu'à ce jour elles sont plutôt utilisées pour l'air ambiant extérieur. En conséquence, **l'OMS\*** a initié en 2006 une réflexion sur l'approche spécifique à proposer dans le contexte d'élaboration de **valeurs guides dédiées au management de la qualité de l'air intérieur**. Un rapport posant les bases de cette réflexion a été publié à l'issue de la première conférence internationale organisée par l'OMS sur le sujet en **octobre 2006**. Il présente, pour chacun des 3 groupes de polluants identifiés (substances chimiques, agents biologiques et polluants émis par la combustion de biomasse dans les pays en voie de développement), la synthèse des éléments justifiant

En l'état actuel des connaissances, il n'est ainsi pas possible de caractériser les expositions et de proposer une estimation quantitative du risque sanitaire. Les auteurs présentent toutefois les moyens d'évaluation des expositions par inhalation et contact cutané (sous réserve que les données quantitatives de base sur les substances chimiques, leurs caractéristiques physico-chimiques et leurs teneurs soient connues) grâce au logiciel développé par le RIVM, CONSEXPO 4.0.

**Risk assessment for scented products: a pre-study**, Park M., Janssen P., van Raaij M., Centre for Substances and Integrated Risk Assessment, RIVM report 320105002 ; 2006 – 55 pages

➔ <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320105002.pdf>

---

devenir des polluants intérieurs ; émissions dans les bâtiments ayant subi des dégâts des eaux ; émissions des sources de combustion) et d'autre part, les effets sanitaires (liés aux mélanges, aux biocontaminants, aux polluants secondaires, aux particules fines et ultrafines, aux nanoparticules manufacturées, à l'humidité) sur la santé respiratoire des enfants et la santé des personnes les plus fragiles.

Étant donné la variété des composantes du domaine Bâtiment – Santé et les contrastes marqués des environnements intérieurs dans les pays européens, le SCHER juge qu'il est difficile de proposer une hiérarchisation des préoccupations sanitaires en lien avec la QAI\* et estime que toutes les lacunes de connaissance mises en exergue doivent faire l'objet des prochains travaux de recherche.

**Preliminary report on risk assessment on indoor air quality**, Scientific Committee on Health and Environmental Risks ; 30 January 2007 – 28 pages

➔ [http://ec.europa.eu/health/ph\\_risk/committees/04\\_scher/scher\\_cons\\_01\\_en.htm](http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/scher_cons_01_en.htm)

---

la pertinence d'élaborer des lignes directrices « air intérieur », les formats adéquats pour celles-ci (valeurs numériques, recommandations qualitatives...) et le plan d'actions élaboré.

Une fois les financements acquis pour la conduite de ces travaux (recherche en cours pendant une période de 6 mois), l'OMS\* se donne 18 mois pour l'élaboration des futures « *guidelines* ».

**Development of WHO Guidelines for Indoor Air Quality**, Report on a working group meeting, Bonn, Germany, 23-24 October 2006, World Health Organization, Regional Office for Europe ; 2006 – 27 pages

➔ [http://www.euro.who.int/Document/AIQ/IAQ\\_mtgrep\\_Bonn\\_Oct06.pdf](http://www.euro.who.int/Document/AIQ/IAQ_mtgrep_Bonn_Oct06.pdf)

Parmi les logiciels américains d'étude et de gestion de la QAI\*, on peut signaler la **mise à jour de I-BEAM, Indoor Air Quality Building Education and Assessment Model**, développé par l'**EPA**\*. Cet outil permet la réalisation d'audits de la QAI\*, dans le contexte éventuel de manifestations de troubles sanitaires, ainsi que l'identification d'actions de gestion pour garantir une bonne QAI\*, par exemple, en cas de rénovation/réhabilitation du bâti, en cohérence avec les problématiques devenues incontournables d'économie d'énergie.

#### **Indoor Air Quality Building Education and Assessment Model (I-BEAM)**

➔ [http://www.epa.gov/iaq/largebldgs/ibeam\\_page.htm](http://www.epa.gov/iaq/largebldgs/ibeam_page.htm)

---

Aux États-Unis, le **National Institute of Standards and Technology (NIST)** est très actif dans le domaine de la QAI\*. Il a publié en **novembre 2006** un **inventaire des émissions de substances chimiques par les produits de consommation courante et les appareils de combustion, notamment de cuisson**. Les facteurs d'émission peuvent être directement importés dans le logiciel CONTAM, également développé par le NIST. Ce dernier est un modèle multi-zones dédié à la prédiction i) des flux d'air entre l'extérieur et l'intérieur, ainsi qu'au sein d'un même bâtiment, ii) des concentrations intérieures des substances particulaires et gazeuses, tenant compte des phénomènes d'adsorption-désorption sur les matériaux et de dépôt sur les surfaces, iii) des expositions des occupants des locaux à des fins d'évaluation de risques sanitaires.

**Database Tools for Modeling Emissions and Control of Air Pollutants from Consumer Products, Cooking, and Combustion**, Howard-Reed C., Polidoro B., National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, M.D., ref. NISTIR 7364 ; November 2006 – 69 pages

➔ <http://www.bfrl.nist.gov/IAQanalysis/>, Rubrique *Publications*, faire une recherche par date

---

**La caractérisation des émissions des matériaux** est d'actualité dans tous les pays (cf. bulletin *Info Santé Environnement Intérieur* N°17, rapportant la publication du protocole français). En **Allemagne**, un document pour les non spécialistes a été publié en **novembre 2006**. Il présente les enjeux de la problématique, l'état des connaissances, incluant les démarches similaires mises en place dans les autres pays européens, et la répercussion en termes de labels pour les produits mis sur le marché. Aux **États-Unis**, l'État de Californie a publié à cette même date, les protocoles pour la caractérisation des émissions de COV\* par un ensemble de mobilier de bureau. Cette approche nouvelle ne s'intéresse pas uniquement à un panneau de meuble, mais à un ensemble de meubles dans une pièce en situation réelle d'occupation par un employé.

**Bauprodukte : Schadstoffe und Gerüche bestimmen und vermeiden, Ergebnisse aus einem Forschungsprojekt**, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung und Umweltbundesamt ; November 2006 – 104 pages (en allemand)

➔ <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3123.pdf>

**State of California Indoor Air Quality (IAQ) Specifications for Open Panel Office Furniture**, California Department of General Service, under Invitation to Bid 55756 ; November 2006 – 31 pages

➔ [http://www.cal-iaq.org/VOC/CA\\_FurnitureBid-EnvIAQ.htm](http://www.cal-iaq.org/VOC/CA_FurnitureBid-EnvIAQ.htm)

Le **département des services sanitaires de l'État de Californie** a publié une étude très originale lors de laquelle la QAI\* a été suivie pendant 12 mois dans **5 immeubles de bureaux neufs** occupés dès leur livraison. Ce complexe tertiaire a été construit selon une politique de développement durable et des critères de haute qualité environnementale et sanitaire du bâti (« *sustainable buildings* »), intégrant notamment la pose de matériaux et l'utilisation de produits dont les caractéristiques émissives avaient été préalablement testées. Les objectifs de l'étude étaient de comparer les concentrations intérieures en COV\* mesurées avec celles de bureaux « classiques », d'analyser dans quelle mesure les facteurs d'émission déterminés par les tests expérimentaux en chambre sont corrélés à ces concentrations et de suivre l'évolution temporelle de ces dernières.

La **qualité de l'air intérieur dans les écoles** fait partie des thèmes de recherche largement étudiés aux **États-Unis** et faisant l'objet de nombreuses publications.

Les rapports finaux du programme californien K-12 ont été publiés en **2006**. Ce vaste projet financé par la Commission Énergie de l'État de Californie dans le cadre du programme PIER (*Public Interest Energy Research*) est dédié à l'étude des **systèmes de ventilation et de conditionnement d'air dans les écoles** garantissant un air intérieur de bonne qualité tout en veillant à limiter les coûts énergétiques.

Faisant suite à la publication d'un rapport intermédiaire (cf. *Info Santé Environnement Intérieur* N°15), **le National Research Council** a publié fin **2006** une revue exhaustive des impacts de tous les paramètres du bâti (présence de moisissures et agents infectieux, ventilation, sources d'émissions de polluants, luminosité, bruit) sur les **performances des élèves et leur état de santé**, ainsi que celui de leurs professeurs. Un ensemble de recommandations en découle pour les écoles « écologiques ».

En **2006**, l'**US-EPA\*** a mis en ligne le **logiciel SAVES, School Advanced Ventilation Engineering Software**. À l'attention des architectes, ingénieurs, gestionnaires des bâtiments scolaires, il permet de dimensionner les équipements de ventilation et d'optimiser leur utilisation. Cet outil intègre également deux autres logiciels : EFAST d'une part, qui permet un design des installations tenant compte des coûts associés, et IHAT d'autre part, qui permet la caractérisation et la gestion des problèmes d'humidité dans les bâtiments.

Parmi les très nombreux résultats, on retiendra que les concentrations intérieures en COV\* sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans d'autres échantillons de bureaux américains. Le formaldéhyde et l'acétaldéhyde apparaissent toujours comme étant les polluants aux teneurs intérieures les plus élevées.

**Long-term building air measurements for volatile organic compounds including aldehydes at a California five-building sustainable office complex**, California Department of Health Services, Alevantis L., Miller R. and Levin H., ref. CA/DHS/EHLB/R-172 ; August 2006 – 92 pages

➔ [http://www.cal-iaq.org/VOC/East\\_End\\_Study\\_2006-09.htm](http://www.cal-iaq.org/VOC/East_End_Study_2006-09.htm)

Les travaux américains sur le sujet traitent également des **aspects juridiques et éthiques** :

- **l'Institut du droit environnemental (ELI)** a mis à jour, en **2006**, son inventaire des **textes de loi s'appliquant dans le domaine de la QAI\* dans les établissements scolaires** ;
- **le National Research Council** publie en **2007** un rapport traitant de la **responsabilité morale** des chercheurs, des pouvoirs publics et des financeurs participant aux études visant à caractériser les risques liés à l'environnement intérieur sur la santé infantile.

**Advanced HVAC Systems for Improving Indoor Environmental Quality and Energy Performance of California K-12 Schools**

➔ <http://www.archenergy.com/ieq-k12/>

**Green schools: Attributes for Health and Learning**, Committee to Review and Assess the Health and Productivity Benefits of Green Schools, National Research Council, ISBN 978-0-309-10286-5 ; 2006 – 192 pages

➔ <http://www.nap.edu/catalog/11756.html>

**School Advanced Ventilation Engineering Software (SAVES)**

➔ <http://www.epa.gov/iaq/schooldesign/saves.html>

**Environmental Law Institute Database of State Indoor Air Quality Laws, Database Excerpt: IAQ in Schools. Updated**, Environmental Law Institute, Washington, DC ; 2006 – 14 pages

➔ [http://www.elistore.org/reports\\_detail.asp?ID=11108](http://www.elistore.org/reports_detail.asp?ID=11108)

**Ethical Considerations for Research on Housing-Related Health Hazards Involving Children**, Lo B. and O'Connell M-E., National Research Council, ISBN 978-0-309-09726-0 ; 2005 – 216 pages

➔ <http://www.nap.edu/catalog/11450.html>

## GLOSSAIRE

**ASHRAE** : *American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers*

**BTEX** : Benzène, Toluène, Éthylbenzène, Xylènes

**CO** : monoxyde de carbone

**COV** : Composés Organiques Volatils

**DNPH** : Dinitro-phényl-hydrazine

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

**IgE** : Immunoglobulines E

**HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

**LQ** : Limite de Quantification

**OQAI** : Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur

**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé

**PCR** : *Polymerase Chain Reaction*

**PM<sub>1/2,5/10</sub>** : Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 1 / 2,5 / 10 µm

**QAI** : Qualité de l'Air Intérieur

**US-EPA** : *US Environmental Protection Agency* (Agence américaine de l'environnement)

### Bilan de la veille scientifique du réseau RSEIN, Année 2006

614 articles collectés

132 articles sélectionnés comme étant d'intérêt par le comité de rédaction

40 articles ayant fait l'objet d'une analyse critique dans le bulletin

La base de données du réseau RSEIN comptait 2 780 références fin décembre 2006.

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

Directeur de la publication : Georges Labroye

Directeur de la rédaction : André Cicoella

Comité de rédaction du N°18 : Blondeau P., Desqueyroux H., Guillaum M-T., Le Moullec Y., Mandin C., Nedellec V. et Ramalho O., 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, 60 550 Verneuil-en-Halatte

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 Poitou-Charentes représentant les Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Centre Technique du Bois et de l'Ameublement, Complexe de Recherche Interprofessionnel en Aérothermochimie, 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 de Veille Sanitaire, Laboratoire Central de la Préfecture de Police de Paris, Laboratoire d'Étude des Phénomènes de Transfert Appliqués au 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, SEPIA-Santé, Service d'Études Médicales de EDF-Gaz de France, Université Bordeaux II – Équipe EA 3672 Santé Travail Environnement, Université de Caen, Vincent Nedellec Consultants.

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