

## Edito

### Nanoparticules intentionnelles et environnement domestique

L'émergence des nanosciences constitue incontestablement un fait marquant du début du 21<sup>ème</sup> siècle. Le fait de concevoir de nouveaux produits en raisonnant à l'échelle nanométrique ouvre des perspectives extrêmement innovantes pour un nombre incroyablement élevé de produits.

Ce nouveau siècle est également marqué par un changement profond dans la perception et les attentes sociétales vis-à-vis du progrès. À ce titre, un débat national a été organisé ces derniers mois afin de permettre aux différents acteurs et à la population de se rencontrer et d'échanger sur les nanotechnologies.

Il semble désormais naturel et évident de vouloir anticiper les risques liés aux produits innovants. La gestion des risques est perçue comme devant s'exercer *a priori* et non plus *a posteriori* : il ne s'agit plus de guérir, mais de prévenir. Le développement des produits nanomanufacturés doit se faire en intégrant l'étude et la maîtrise du risque associé. Cette attente est clairement énoncée dans l'article 42 de la loi Grenelle 1 « L'État se donne pour objectif que [...] la fabrication, l'importation ou la mise sur le marché de substances à l'état nanoparticulaire ou des matériaux destinés à rejeter de telles substances, dans des conditions normales ou raisonnablement prévisibles d'utilisation, fassent l'objet d'une déclaration obligatoire, relative notamment aux quantités et aux usages, à l'autorité administrative ainsi que d'une information du public et des consommateurs. Une méthodologie d'évaluation des risques et des bénéfices liés à ces substances et produits sera élaborée... ».

Une première phase de travaux a été menée pour l'essentiel sur le risque professionnel lié aux nanoparticules intentionnelles, à travers des actions comme le PCRD\* « nanosafe 2 » ou la saisine

nano II de l'Afsset\*. L'OCDE\* a lancé un programme de travail très conséquent, tout comme l'organisation internationale de normalisation (ISO).

Une seconde phase de travail s'intéresse désormais au risque pour le consommateur et l'environnement. On peut citer les travaux du groupe de travail n° 3 du Grenelle de l'environnement « Instaurer un environnement respectueux de la santé », le débat national, l'AFNOR qui prépare le lancement d'un groupe de travail dédié au développement durable « Mise sur le marché responsable, d'applications issues des nanotechnologies », ou plus récemment encore le rapport d'expertise de l'Afsset (saisine nano III).

La prise en compte du risque lié aux nanoparticules intentionnelles en air intérieur, a beaucoup à gagner en s'inspirant des travaux sur les expositions aux nanoparticules non-intentionnelles (particules ultrafines) qui sont étudiées dans cet environnement depuis quelques années. Citons, au niveau français, les résultats d'un projet Primequal animé par le CSTB ou du projet Nanop animé par l'INERIS et cofinancé par l'Afsset.

Il est intéressant de souligner l'existence de trois types d'approche pour l'évaluation des expositions : des études menées de manière ciblée, en chambre d'essai, en considérant chaque source de manière individuelle ; des études mettant en œuvre les sources en milieu réel contrôlé (maison modèle) ; enfin, des études menées en population générale (actions type OQAI\*).

L'assurance de la sécurité du consommateur passe par le développement d'outils de simulation du cycle de vie de produits, capables de vieillir de manière accélérée les produits et d'évaluer leur émissivité. Tout ceci bien entendu en chambre nano-sécurisée.

Olivier Le Bihan, INERIS

## Sommaire

Métrologie : p 2 ; Lieux de vie : p 4 ;  
Expologie – Évaluation des risques sanitaires : p 6 ; Publications : p10 ; Thèse : p 11 ; Sur le web : p 12 ; Manifestations : p 12.  
Les astérisques renvoient aux termes du glossaire. p 13

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.

## Concentration et demi-vie de l'acroléine dans l'air intérieur après cuisson d'aliments à l'huile

L'acroléine est communément retrouvée dans l'air intérieur et extérieur. C'est un gaz irritant pouvant exacerber l'asthme et contribuer à des maladies chroniques pulmonaires. Dans l'air intérieur, les sources sont : la cuisson à l'huile, la fumée de tabac, la combustion d'encens, les feux de bois et les émissions passives de certains matériaux de construction. L'objectif de cette étude est de déterminer expérimentalement les facteurs d'émissions et les concentrations d'acroléine et d'autres aldéhydes lors de la cuisson d'aliments avec différentes huiles et d'en mesurer la demi-vie dans l'air intérieur.

Les huiles testées sont : colza, soja, maïs et olive. Les aliments sont : des beignets (4 huiles), des frites, du poulet sans peau et du poisson congelé (uniquement huile de soja). Deux tests témoins sont réalisés : cuisson de l'huile seule, aliment cuit sans huile (four à pain pour les beignets). De l'huile neuve est utilisée à chaque test, la température cible est de 177 à 185 °C, la quantité d'aliments est d'environ 750 g. Pour les beignets, on utilise 600 ml d'huile et la cuisson dure 50 minutes (temps de chauffe inclus). La pièce mesure 188 m<sup>3</sup> (environ 60 m<sup>2</sup>). De l'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>) est émis à un débit de 4 ml/min pendant la durée de la cuisson de manière à déterminer le taux de renouvellement d'air (TRA). Un ventilateur fonctionne pendant l'expérimentation afin d'homogénéiser l'air et le chauffage est éteint. Les aldéhydes sont échantillonnés dans deux chambres à brouillard, placé à 6 m du

plan de cuisson, contenant une solution bisulfite (10 ml). Notons à ce sujet que les auteurs ne mentionnent aucune difficulté analytique concernant l'acroléine. Les auteurs précisent que la méthode analytique est validée pour un grand nombre d'aldéhydes mais pas pour l'acétaldéhyde, le 2,4-heptadienal et le 2,4-hexadienal qui pourraient poser des problèmes d'évaporation ou de dégradation pendant la prise d'échantillon. Les échantillons sont prélevés avant puis 5 minutes après la fin de la cuisson et toutes les heures pendant 8 heures. L'ozone a été mesuré pendant et après les tests.

Les concentrations mesurées juste après la cuisson sont présentées dans le tableau suivant. Les quatre composés les plus émis sont l'acétaldéhyde > l'hexanal > l'acroléine > l'heptanal. Les taux d'émissions d'acroléine sont à peu près comparables pour chaque huile. Les résultats sont cohérents avec ceux d'études antérieures. Avec l'huile de soja, le type d'aliment cuisiné ne change pas significativement les concentrations d'acroléine, en revanche l'huile seule semble plus émettrice. C'est vrai pour les autres aldéhydes sauf pour l'acétaldéhyde et les beignets. Cuits sans huile, les beignets sont aussi fortement émetteurs d'acétaldéhyde.

Le taux de renouvellement d'air est de 0,063 h<sup>-1</sup> ce qui est faible mais cohérent avec le fait qu'il s'agit d'un bâtiment neuf à faible consommation énergétique. La demi-vie des polluants dans l'air de la pièce est calculée en déduisant le taux de renouvellement de l'air. Cette demi-vie mesure donc l'élimination par dégradation (réaction chimique) et adsorption.

Elle est, pour l'acroléine, de 14,4 ± 2,6 h. Les autres demi-vies<sup>1</sup> présentées sont : ozone = 0,26 ± 0,1 h ; 2,4-heptadienal = 1,4 ± 0,98 h ;

Tableau 1 : Concentrations moyennes en µg/m<sup>3</sup> après arrêt de la cuisson (soja n=3 et autres huiles n=2)

Aldéhydes	Huile de soja					Colza	Maïs	Olive	Sans huile
	Huile seule	Frites	Poulet sans peau	Poisson congelé	Beignets	Beignets	Beignets	Beignets	Beignets
Acétaldéhyde	33,3	37,8	53,1	41,2	173	165	197	216	195
Hexanal	75,6	46,6	39,3	45,6	38	20,3	56,3	53,8	5,4
<b>Acroléine</b>	<b>57,9</b>	<b>41,8</b>	<b>40</b>	<b>64,5</b>	<b>32,4</b>	<b>31,6</b>	<b>26,4</b>	<b>29,2</b>	<b>1,83</b>
2-Heptenal	62,7	35,9	29,1	51	19,3	11,4	21,6	16,5	1,07
Pentanal	26,8	14,9	13,9	21,4	9,4	9,09	14,6	16,3	2,96
Nonanal	11,9	10,7	8,38	7,82	6,61	14,7	9,6	49,9	5,48
Propanal	20,9	14,1	15,1	22,3	11	11,8	8,37	12,1	1,92
2,4-Heptadienal	14,6	6,39	3,87	10,3	5,21	10,2		4,11	
2-Méthylpropanal		14,44	5,93	0,92	3,05	3,37	3,39	3,32	3,64
Crotonaldéhyde	6,55	2,87	2,8	6,19	4	8,22	1,23	2,2	
Octanal	3,24	3,41	2,4	2,49	2,31	3,77	2,58	12,8	1,9
Heptanal	3,95	3,24	2,27	2,62	2,46	3,44	2,74	10,9	1,22
Benzaldéhyde	3,13	4,13	3,11	2,83	4,04	3,75	3,58	3,73	3,42
Glyoxal	8,93	3,25	3,37	3,96				2,33	
3-Méthylbutanal	0,17	12,27	7,08	0,71	1,58	1,36	1,38	1,42	0,92
2,4-Hexadienal	2,47	3	1,75	2,56	3,91	3,39	3,11	3,46	1,24
2-Furaldéhyde	1,22	1,54	1	1,05	2,14	3,01	3,05	2,48	0,97
Décanal	1,67	2,05	1,79	1,36	0,7	0,73	0,57	0,76	2,04
Méthylglyoxal	0,22	0,57	0,28	0,87	0,74	0,9	0,79	0,78	0,41
2,3-Butanedione	0,35	0,3	0,28	0,79	0,25	0,84	0,82	0,78	1,21
4-Méthoxybenzaldéhyde	0,08	0,08	0,07	0,07	0,09	0,06	0,1	0,1	0,07

2-heptenal =  $4,8 \pm 0,68$  h; hexanal =  $12 \pm 12$  h; crotonaldéhyde =  $20 \pm 24$  h; 3-methylbutanal =  $32 \pm 34$  h ; demi-vie<sub>TRA</sub> =  $11 \pm 2$  h. L'acétaldéhyde, le propanal et le pentanal ne sont pas présentés, leur décroissance est égale au TRA.

Un résultat inattendu de l'étude est l'augmentation des concentrations d'ozone (environ  $274 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) après les tests. La décroissance est très rapide (33 fois plus rapide que le TRA) ce qui indique une décroissance principalement par réaction avec d'autres composés. L'absence d'ozone pendant la cuisson des beignets au four indique que la cuisson à l'huile est responsable des émissions de gaz précurseurs de l'ozone.

Les auteurs comparent les résultats de l'acroléine à des valeurs de référence. Certaines concentrations sont supérieures à la valeur limite d'exposition aiguë pour l'acroléine de  $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 10 min (irritation et inconfort). Toutes les concentrations d'acroléine sont supérieures à la VTR\* chronique de l'US-EPA de  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les concentrations d'ozone peuvent dépasser la valeur de qualité d'air de l'US-EPA. Par ailleurs, ils notent une relativement longue demi-vie de l'acroléine dans l'air intérieur. Majoritairement, la dégradation de l'acroléine intervient par réaction avec les radicaux OH qui sont moins présents à l'intérieur qu'à l'extérieur. Cette faible décroissance soulève des interrogations quant à l'exposition domestique et professionnelle (restauration). Le TRA est le principal déterminant de la décroissance des concentrations à l'exception de l'ozone, du 2-heptenal, du 2,4-heptadienal et du méthylglyoxal. Pour certains, comme l'acétaldéhyde, c'est le seul facteur agissant. Enfin, l'utilisation d'un ventilateur pour mélanger l'air de la pièce et le positionnement des prélèvements à 6 m du point d'émission sont des conditions atténuant les pics d'exposition. Il n'est donc pas impossible que les expositions puissent être plus fortes à proximité de la source. Les auteurs concluent à des impacts sanitaires non négligeables en recommandant de surveiller les aldéhydes dans les environnements intérieurs et de développer des programmes de recherche sur leurs effets toxiques.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'étude de bonne qualité manque cependant de réplication des tests. La comparaison avec les résultats d'autres études compense en partie ce défaut. On regrette par ailleurs que le formaldéhyde n'ait pas été mesuré car, selon les données de l'OQAI, c'est l'aldéhyde le plus abondant dans l'air intérieur des logements français. On aurait aimé savoir si la cuisson des aliments est une source de formaldéhyde et connaître sa demi-vie dans l'air intérieur. Si l'on en juge par le rapport entre la concentration mesurée pour la cuisson des beignets avec/sans huile ou par l'absence d'émission sans huile, l'acroléine (ratio = 16), le 2-heptenal (ratio = 16), le 2,4-heptadienal (pas d'émission sans huile), le crotonaldéhyde (idem), glyoxal (idem), sont les aldéhydes les plus spécifiques de la cuisson à l'huile végétale. Les résultats de cette étude sont plus alarmants que ceux de la campagne nationale de l'OQAI où la concentration médiane d'acroléine (n = 554 chambres principales) est de  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la valeur maximale est de  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les chambres ne sont peut-être pas le meilleur endroit pour mesurer

l'acroléine, de même la mesure au moyen de tube à diffusion n'est peut-être pas la plus pertinente. Par ailleurs, il faudrait disposer de la fréquence d'utilisation de ce mode de cuisson alimentaire, associé à la distribution des TRA (cf. OQAI) et une estimation du temps passé dans la cuisine pour réaliser une évaluation des risques sanitaires. Au total, cette étude apporte des informations pertinentes sur l'origine de certains aldéhydes dans les environnements intérieurs et montrent que leur persistance particulièrement longue doit être prise en compte dans les diagnostics de qualité d'air.

Source : Seaman V.Y., Bennett D.H., Cahill T.M. Indoor acrolein emission and decay rates resulting from domestic cooking events. Atmospheric Environment, 2009, 43 ; 6199-6204

Article analysé par : Vincent Nedellec, VNC, [vincent.nedellec@vnc-sante.fr](mailto:vincent.nedellec@vnc-sante.fr)

*Elles sont calculées pour les substances qui rencontrent ces 4 critères : 1) la concentration a triplé entre avant et après la cuisson, 2) les concentrations sont mesurables pendant au moins 3 h après la cuisson, 3) la décroissance calculée est différente du taux de renouvellement d'air, 4) la forme de la décroissance est linéaire.*

## Métrologie

### Moississures et mycotoxines présentes dans les bâtiments victimes de dégâts des eaux

Des mycotoxines sont produites par les moisissures qui se développent dans les logements victimes de dégâts des eaux. Ce sont des métabolites secondaires des moisissures qui peuvent avoir expérimentalement des effets neurotoxiques, génotoxiques et immunosuppresseurs. Elles ont été mises en évidence dans l'air intérieur de bâtiments contaminés par des moisissures. La présente étude, réalisée en Suède sur une période de 1 an, avait pour objectif d'établir la prévalence avec laquelle on trouve des mycotoxines dans les locaux victimes de dégâts des eaux en zone climatique tempérée.

L'étude a porté sur des échantillons collectés dans différents lieux de vie par une équipe d'inspecteurs sanitaires. Les échantillons sont constitués d'une part de fragments de cloison, de boiseries, de linoléum et de papier peints et ont été prélevés à l'aide d'un scalpel (surface variant de 3 à 6 cm<sup>2</sup>). Cinquante-sept bâtiments, venant de subir ou ayant subi un dégât des eaux et présentant des traces de moisissures, ont été concernés par ces prélèvements : appartements privés (14), maisons individuelles (5), bureaux (13), crèches (10), écoles primaires (7), salles de sport (3), ainsi qu'un hôpital, une maison de retraite, un cinéma, une bibliothèque et un atelier. D'autre part des poussières ont été aspirées sur le sol dans 8 autres bâtiments (3 immeubles de bureaux, 2 églises, une école primaire, une maison de retraite et une maison individuelle).

Les techniques utilisées ont été : l'identification morphologique des espèces fongiques en cause, la présence de certaines mycotoxines et la mesure de l'ergostérol qui représente un indicateur de la biomasse fongique, à la fois viable et non viable.

Dans tous les bâtiments visités des espèces fongiques ont été identifiées. Les espèces les plus souvent rencontrées étaient dans



l'ordre, *Stachybotrys chartarum*, *Aspergillus sp*, *Chaetomium*, *Penicillium* et *Cladosporium*. *Stachybotrys chartarum* est l'espèce la plus souvent retrouvée sur les carreaux de plâtre et les boiseries. Le sol en linoléum et le papier peint sont beaucoup moins souvent contaminés par les moisissures que les carreaux de plâtre et les boiseries. Dans la poussière collectée sur le sol, les espèces le plus souvent identifiées ont été, dans l'ordre : *Penicillium*, *Cladosporium*, *Aspergillus* et *Stachybotrys chartarum*.

Dans les bâtiments ayant subi des dégâts des eaux, 66 % des échantillons de matériaux et 51 % des cultures de poussières collectées renferment au moins une mycotoxine. Les matériaux qui renferment des mycotoxines ont par ailleurs une teneur en ergostérol 2 à 6 fois plus importante que ceux qui n'en contiennent pas. L'intérêt du travail est d'avoir montré la très grande fréquence de la contamination par les mycotoxines des matériaux et de la poussière de sol de logements victimes d'un dégât des eaux. Ceci est particulièrement vrai à propos des carreaux de plâtre et des boiseries qui renferment tous deux de la cellulose dont on sait qu'elle représente un excellent nutriment pour les espèces fongiques sécrétrices de mycotoxines.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Les mycotoxines sont retrouvées dans plus de la moitié des échantillons étudiés. On sait par ailleurs qu'elles ont pu être quantifiées dans l'air de logements contaminés par des moisissures et sont donc certainement inhalées par les occupants de logements ayant été victimes de dégâts des eaux. Bien que l'impact sanitaire de ces mycotoxines n'ait pas pu être quantifié à ce jour, il est très probablement réel car ce sont des composés dont les effets biologiques délétères sont particulièrement puissants. Il convient donc de tenir compte, lors de l'évaluation du degré d'insalubrité d'un logement, non seulement du critère retenu aujourd'hui, à savoir la surface occupée par la moisissure, mais aussi du contenu en eau des matériaux. La probabilité d'être en présence d'une espèce fongique sécrétant des mycotoxines est en effet plus grande quand le matériau est très humide. Il serait également intéressant de connaître la toxicité de ces mycotoxines et de pouvoir les classer selon ce critères

Source : E. Bloom, E. Nyman, A. Must, C. Pehrson, L. Larsson. Molds and mycotoxins in indoor environments- A survey in water-damaged buildings. J Occup Environ Hygiene 2009; 6: 671-678.

Article analysé par : D. Charpin, Service de pneumologie-allergologie, hôpital Nord, Marseille, [denis-andre.charpin@ap-hm.fr](mailto:denis-andre.charpin@ap-hm.fr)

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

Menetrez, Foarde et al. (2009) - An evaluation of indoor and outdoor biological particulate matter. Atmospheric Environment. 43 (34): 5476-5483.

Slezakova, Castro et al. (2009) - Influence of tobacco smoke on carcinogenic PAH composition in indoor PM10 and PM2.5. Atmospheric Environment. 43 (40): 6376-6382.

## Lieux de vie

### Concentration des moisissures des ambiances intérieures dans l'Est de la France

Les mesures d'économie d'énergie ont entraîné une augmentation de l'humidité dans les habitations pendant les 25 dernières années, selon de nombreux auteurs. Peu de données existent sur l'incidence de cet état de fait sur le développement des moisissures. La société s'intéresse à ce problèmes depuis l'augmentation du nombre des allergies et des décès attribués (mais non prouvés) à l'inhalation des spores de *Stachybotrys atra*.

Les objectifs de cette étude sont multiples : connaissance de la flore dans l'habitat avec utilisation d'outils moléculaires, évaluation de la variabilité des résultats d'échantillonnage par impaction, stratégie d'échantillonnage en routine, fixation de limites de concentration.

L'étude porte sur 118 logements situés dans l'Est de la France (Doubs et Territoire de Belfort). Ils sont répartis en 3 trois groupes : logements « malsains » (LM, 32) dont les occupants se sont plaints de moisissures visibles et présentent des symptômes attribuables à une contamination fongique ; logements « allergiques » (LAG, 27) dont les occupants souffrent d'allergie respiratoire constatée par un médecin ; logements « contrôles » (59) divisés en logements « sains » (LS) en regard des logements LM et « non allergiques » (LNAG) en regard des logements LAG. Les échantillonnages ont eu lieu sur une période de 2 ans entre octobre et mai, dans 2 pièces « humides » et 2 pièces « sèches » du logement, portes et fenêtres fermées 1 heure avant les prélèvements. Les spores aéroportées sont prélevées à l'aide d'un impacteur MAS100 (débit 100 L/min) sur milieux Malt Extract Agar (MEA) et DG18 incubés à 30 et 20 °C. Les prélèvements de surface sont réalisés par écouvillonnage sur une surface de 25 cm<sup>2</sup> (zone de moisissure visibles ou centre de la fenêtre). L'écouvillon est ensuite placé dans un milieu liquide MEA et DG18. Il s'en suit une identification macro- et microscopique des moisissures ; les *Penicillium* sont déterminés au niveau espèce par biologie moléculaire.

L'analyse de la courbe ROC (Receiver Operating Characteristics : représentation graphique de la comparaison entre les vrais positifs et les faux positifs) qui associe sensibilité et spécificité, permet d'obtenir 4 classes de contamination : faible, moyenne, élevée et très élevée, exprimés en pnc.m<sup>-3(2)</sup>. La reproductibilité est estimée à l'aide d'un second prélèvement effectué dans un délai de 3 mois, dans 35 des 118 logements pris au hasard.

Pour l'air, 28/35 essais ont une reproductibilité jugée acceptable (rapport des 2 échantillons inférieur ou égal à 2). La moyenne des concentrations obtenues pour les « contrôles » est similaire. Les 87 colonies de *Penicillium* isolées sont identifiées par des critères botaniques et moléculaires à *P. chrysogenum*, *P. olsonii* et à d'autres espèces de fréquence moins élevée. Les genres les plus fréquents dans l'air et sur les surfaces sont *Penicillium* (30 % de *P. chrysogenum*, 20 % de *P. olsonii*), *Cladosporium*, *Aspergillus* (*A. versicolor*, *A. fumigatus* et *A. niger*). La flore des surfaces est plus riche que celle de l'air.

<sup>2</sup>Pnc : particule donnant naissance à colonie (mycélienne) ; équivalent anglais : UFC



La contamination aérienne des LM et des LAg est significativement plus élevée que celle de leurs contrôles. En revanche, dans une même maison, la contamination des salles « humides » et « sèches » est analogue. La contamination aérienne ne révèle pas de différence significative entre les différentes pièces du logement. Les surfaces des LM sont nettement plus contaminées que leurs contrôles et les chambres et les salles de bain le sont plus que les autres pièces..

Pour l'air, trois seuils peuvent être déterminés à partir des moyennes de l'ensemble des résultats : faible si  $< 170 \text{ pnc.m}^{-3}$ ; moyen si compris entre 170 et  $560 \text{ pnc.m}^{-3}$  ; élevé si compris entre 560 et  $1000 \text{ pnc.m}^{-3}$  ; très élevé si  $> 1000 \text{ pnc.m}^{-3}$ .

Choisir l'impaction pour échantillonner l'air est consensuel, ce qui n'est pas le cas pour l'échantillonneur. Le choix du MAS100 s'appuie sur de nombreux avantages (débit régulé de 100L/min, facilité de transport sur site, possibilité de déclencher à distance). Seul l'air intérieur a été pris en compte en raison de la grande variabilité des résultats obtenus pour l'extérieur. Compte tenu des résultats, les auteurs préconisent l'étude de l'air d'une seule pièce et des surfaces de 2 pièces (salle de bain et chambre).

Les résultats de biologie moléculaire confirment la prévalence de *P. chrysogenum*, seule espèce testée en allergologie en France, qui représente 1/3 des *Penicillium* isolés dans les logements étudiés. Les auteurs choisissent une approche environnementale car les échantillonnages d'air permettent d'objectiver le degré de contamination d'un logement en s'affranchissant de données cliniques insuffisantes pour être utilisables. Ils rappellent que les résultats statistiques doivent être pondérés en fonction des espèces identifiées et de leur toxicité. La fixation d'un seuil déterminant les locaux malsains est difficile en raison de la dispersion des résultats des différents logements. Mais l'homogénéité de la contamination d'un logement autorise l'utilisation de la moyenne des données des différentes pièces.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'utilisation de la PCR pour l'identification des *Penicillium* est très intéressante au regard du nombre d'espèces existantes et des difficultés de l'approche botanique voire biochimique de leur identification. Un peu plus de la moitié des 87 colonies de *Penicillium* isolées a été sélectionnée sur des critères phénotypiques parmi lesquelles 9 espèces ont été identifiées après étude moléculaire et botanique. C'est encore une approche longue et complexe mais nul doute que dans les années à venir la biologie moléculaire apportera beaucoup à la mycologie environnementale.

On retrouve dans cette étude le seuil de  $1000 \text{ pnc.m}^{-3}$  souvent cité dans des études antérieures. Mais il s'agit d'un seuil de type environnemental, les auteurs se gardant d'établir des relations hasardeuses entre les données objectives et les données médicales récoltées. Il est utile de rappeler que seule l'application d'un protocole d'échantillonnage précis permet une interprétation fiable des résultats et l'établissement de seuils de contamination.

Source : Reboux, Bellanger et al. (2009) - Indoor mold concentration in Eastern France. *Indoor Air*. 19 (6): 446-453.

Article analysé par : Annie Mouilleseaux, [annie.mouilleseaux@noos.fr](mailto:annie.mouilleseaux@noos.fr)

### Particules ultrafines dans l'air intérieur d'une école : le rôle possible des aérosols organiques secondaires

Les informations concernant les particules ultrafines dans l'air intérieur, notamment des écoles, sont encore parcellaires. Leur principale origine est liée aux sources de combustion extérieures (ex : trafic routier), mais des sources intérieures existent, induisant une composition et une toxicité des particules différentes.

Cette étude australienne s'est donc intéressée à la mesure et à l'analyse des particules ultrafines générées lors d'activités (peinture, dessin, collage, nettoyage...) conduites dans 3 classes d'une école primaire, ainsi qu'à leurs processus de formation, en conditions contrôlées, dans un amphithéâtre.

Dans les 3 salles de classe de l'école primaire (C1- plutôt dédiée aux activités artistiques, puis C2 et C3), ainsi que dans l'amphithéâtre, les composés organiques volatils, l'ozone, la concentration massique des  $\text{PM}_{2,5}$ , leur distribution granulométrique (de  $0,015$  à  $0,737 \mu\text{m}$  dans les classes – de  $0,005$  à  $0,160 \mu\text{m}$  dans l'amphithéâtre), ainsi que leur nombre par classe granulométrique (de  $0,007$  à  $3 \mu\text{m}$ ), ont été mesurés.

Des échantillons de trois peintures, d'une colle ainsi que du détergent, utilisés dans les classes ont été prélevés puis analysés. À l'extérieur (terrain de jeu de l'école primaire) ont été mesurées la température, l'humidité relative, la concentration massique des  $\text{PM}_{2,5}$ , ainsi que leur distribution granulométrique (de  $0,015$  à  $0,737 \mu\text{m}$ ). Les teneurs extérieures d'ozone provenaient d'une station de mesure du réseau de surveillance du Queensland située à 10 km de l'école. La campagne de mesure a eu lieu en 2 temps : du 23/01/2006 au 17/02/2006 (classes C1, C2, extérieur), puis du 15/11/2006 au 15/12/2006 (C1, C3 et extérieur).

L'étude du processus de formation des particules, en conditions contrôlées, dans un amphithéâtre, a été conduite en 3 étapes : 1- mesure du bruit de fond particulaire (nombre) et injections graduelles d'ozone de 10 à 20 ppb, mesure des COV ; 2- mesure durant 35 minutes de la concentration particulaire après qu'aient été rajoutés dans l'amphithéâtre des bacs contenant le même détergent que celui utilisé dans les 3 salles de classe, mesure des COV ; 3- après retrait de ces bacs, mesure de la décroissance particulaire.

L'augmentation des teneurs en particules dans les 3 classes (max mesuré autour de  $1,4 \cdot 10^5 \text{ particules/cm}^3$ ) n'est pas liée aux teneurs extérieures (environ  $5 \cdot 10^3 \text{ particules/cm}^3$  en moyenne), mais plutôt au ménage effectué dans les classes, ainsi qu'aux activités artistiques qui y sont conduites. La plus petite fraction granulométrique mesurée ( $0,005 \mu\text{m}$ ) est prédominante en nombre. L'origine de ces particules ultra fines serait plutôt secondaire, liée à l'oxydation par l'ozone ambiant du d-limonène, composé majoritaire du détergent utilisé pour le nettoyage des classes (mais non retrouvé dans les 3 peintures et la colle analysées). Les tests dans l'amphithéâtre confirment ces résultats.

Cette étude met en évidence la formation d'aérosols organiques secondaires, particules de très petite taille, résultant de la réaction entre un terpène (du d-limonène), contenu dans un produit d'entretien et émis dans l'atmosphère successivement à son utilisation, et l'ozone ambiant. Elle confirme ce que d'autres études, conduites sur d'autres terpènes et d'autres lieux de vie, avaient montré. Les auteurs précisent que même si les échantillons des 3 peintures et de la colle analysés ne contenaient pas ce terpène, d'autres produits utilisés en classe pourraient en contenir, voire contiendraient d'autres COV susceptibles d'entraîner cette même réaction avec l'ozone. Ils précisent aussi que leurs observations ne sont pas limitées aux 3 classes investiguées. Ils recommandent enfin que des tests sur la composition chimique et la réaction entre substances soient effectués sur tout nouveau produit mis sur le marché, avant qu'il ne soit utilisé dans les écoles.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude est intéressante à plus d'un titre :

- Elle concerne un environnement fréquenté plusieurs heures par jour, durant plusieurs années, par une population particulièrement sensible : les enfants ;

- Elle met en évidence la formation secondaire d'une pollution spécifique (particules ultra fines) par des produits d'usage courant riches en COV, telles les feutres, colles, peintures, produits de nettoyage, dans un environnement, fréquenté par plusieurs personnes, et dont la ventilation est souvent inadaptée aux activités qui y sont conduites ;

- Enfin, elle met clairement en avant ses limites : d'autres COV que le seul d-limonène retrouvé ici peuvent entraîner la formation d'aérosols organiques secondaires - tout en étant force de proposition sur de nouvelles attitudes à adopter face aux multiples produits utilisés dans les salles de classe (tests sur les substances qu'ils contiennent et sur leurs réactions avec d'autres produits avant d'autoriser les écoles à les utiliser).

Les études portant sur les AOS\* et les particules ultrafines sont encore aujourd'hui très peu nombreuses : les résultats présentés dans cet article ne peuvent être comparés à d'autres. De même, les effets sanitaires des particules ultrafines sont peu connus que ce soit de part leur taille ou leur composition chimique et il est difficile de connaître le niveau de risque au regard des concentrations mesurées dans cette étude.

Source : Morawska, He et al. (2009) - Ultrafine Particles in Indoor Air of a School: Possible Role of Secondary Organic Aerosols. *Environmental Science & Technology*. 43 (24): 9103-9109.

Article analysé par : Gaëlle Guillossou, Service des Études Médicales d'EDF ; [gaelle.guillossou@edf.fr](mailto:gaelle.guillossou@edf.fr)

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

Allen, Leckie et al. (2009) - The impact of wood stove technology upgrades on indoor residential air quality. *Atmospheric Environment*. 43 (37): 5908-5915.

Cai, Broms et al. (2009) - Quantitative PCR analysis of fungal DNA in Swedish day care centers and comparison with building characteristics and allergen levels. *Indoor Air*. 19 (5): 392-400.

Delgado-Saborit, Aquilina et al. (2009) - Model Development and Validation of Personal Exposure to Volatile Organic Compound Concentrations. *Environmental Health Perspectives*. 117 (10): 1571-1579.

### Articles d'intérêt sur la thématique EFFETS SUR LA SANTE :

Frisk, Stridh et al. (2009) - Can a housing environmental index establish associations between indoor risk indicators and clinical tests in persons with asthma? *International Journal of Environmental Health Research*. 19 (6): 389-404.

Kim, Prouty et al. (2009) - Association Between Fine Particulate Matter and Oxidative DNA Damage May Be Modified in Individuals With Hypertension. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 51 (10): 1158-1166.

Lin, Lin et al. (2009) - The effects of indoor particles on blood pressure and heart rate among young adults in Taipei, Taiwan. *Indoor Air*. 19 (6): 482-488.

Liu, Ruddy et al. (2009) - Effects of Indoor, Outdoor, and Personal Exposure to Particulate Air Pollution on Cardiovascular Physiology and Systemic Mediators in Seniors. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 51 (9): 1088-1098.

Xu, Freeman et al. (2009) - Association between Exposure to Alkylbenzenes and Cardiovascular Disease among National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) Participants. *International Journal of Occupational and Environmental Health*. 15 (4): 385-391.



## Expologie - Évaluation des risques sanitaires

### Sources domestiques d'exposition aux diphenyléthers polybromés (PBDE)

L'intérêt pour les polybromodiphényléthers (PBDE) est aujourd'hui grandissant du fait de l'exposition avérée des populations par les teneurs mesurées dans le lait maternel et le sang, et des effets potentiels de certains congénères sur la santé, notamment sur la fonction endocrine. Les déterminants de l'exposition font toujours débat et les parts relatives des voies et médias contributeurs restent à l'étude. Tandis que les appareils électriques et électroniques, les textiles, le mobilier capitonné, les plastiques, sont toujours cités comme sources dans les bâtiments, la contamination de l'environnement intérieur par ces appareils et objets est rarement objectivée par des mesures de la présence de brome dans ces derniers. Imm *et al.* ont ainsi complété des mesurages environnementaux et sanguins, par l'utilisation in situ de détecteurs portables à fluorescence X. Le rayonnement issu d'un tube à rayons X est absorbé par les éléments rencontrés dans le matériau sollicité, provoquant l'émission d'un spectre sous forme de raies d'énergie distinctes et spécifiques à chaque élément.

Les sujets volontaires (29 hommes et 15 femmes, âgés de 43 à 77 ans) ont été recrutés dans un sous-groupe de 110 personnes de la cohorte dite des Grands Lacs (États-Unis), chez qui des prélèvements sanguins pour la mesure des PCB, du DDE et des PBDE avaient été réalisés en 2004-2005. Lors de la visite à leur



domicile respectif (en avril-mai 2008), un prélèvement sanguin a été réalisé. Le sac de l'aspirateur familial (ou son contenu) a été récupéré. Un tube passif a été disposé dans la pièce la plus utilisée de la maison après la chambre du sujet (ce tube devait être renvoyé après 30 jours). Des mesures de concentration en brome par fluorescence X (limite de détection de 4 ppm) ont été effectuées dans les matelas, oreillers, coussins, tapis, canapés, ordinateurs, téléviseurs et dans le siège de la voiture principale. Enfin, l'enquêteur profitait de cette visite pour récupérer les questionnaires et en vérifier la complétude ; ces derniers étaient envoyés par courrier postal auparavant et visaient à renseigner les habitudes de vie (loisirs, pratiques alimentaires) et les caractéristiques du logement.

Les résultats montrent des teneurs en brome très variables pour un même type de matériau (cf. tableau ci-dessous). De même, pour un objet donné, les teneurs peuvent varier notablement selon sa date de fabrication (cas des écrans plats) ou son matériau de base (cas des oreillers). Après exclusion d'un individu (valeur aberrante de la concentration en PBDE totaux dans le sérum sanguin) et ajustement sur le fait que le groupe de sujets comprend six couples, les teneurs en brome dans l'oreiller du lit et dans le siège de la voiture apparaissent être des prédicteurs significatifs ( $p = 0,005$  et  $0,027$  respectivement) de la concentration en PBDE dans le sang (concentrations ajustées sur la teneur

en lipides). Il n'est, en revanche, pas apparu de corrélations entre ces concentrations sanguines et la teneur en pentaBDE gazeux collectés sur le tube à diffusion passive d'une part, et les concentrations en pentaBDE dans les poussières au sol d'autre part. Aucune corrélation n'a été trouvée entre les concentrations sanguines en PBDE et la consommation de poissons, de produits laitiers, l'occupation professionnelle ou les types de loisirs, tels que rapportés dans les auto-questionnaires. À noter en complément, que les niveaux sanguins mesurés en 2008 n'étaient pas significativement différents de ceux mesurés en 2004-2005.

Les auteurs concluent à l'utilité de la mesure par fluorescence X pour identifier les objets pouvant contenir des teneurs élevées en brome. Ils trouvent raisonnables les corrélations mises en évidence puisque le temps quotidien passé dans le lit et la voiture est important. Ils expliquent l'absence d'association montrée entre les concentrations sanguines et celles dans les poussières collectées via le sac d'aspirateur par le fait que ces dernières sont en fait très hétérogènes, on ne peut savoir à quelle durée d'exposition elles correspondent, ni d'où elles proviennent réellement. Bien contrôlée, cette mesure reste pertinente pour les auteurs. En revanche, compte tenu des difficultés du prélèvement et de l'analyse, et de l'absence d'association montrée avec les niveaux d'exposition, les tubes passifs sont jugés comme étant la méthode la moins intéressante dans ce contexte d'étude.

Teneurs en brome mesurées par fluorescence X dans les logements investigués (en ppm)

Matériau / objet	n	Gamme (moyenne)	Matériau / objet	n	Gamme (moyenne)
Siège auto en tissu	32	7 – 30 600 (7 139)	Housse de matelas	32	< LD – 14 600 (1 416)
Siège auto en cuir	11	20 – 2 669 (288)	Matelas à ressort	32	< LD – 2 282 (98)
Siège auto autre	1	8 769	Matelas en mousse	1	8
Téléviseur cathodique < 2005	73	56 000 – 128 300 (92 330)	Matelas à eau	2	18 – 6 607 (3 362)
Téléviseur cathodique > 2005	11	93 300 – 108 300 (100 880)	Matelas à air	1	1 983
Téléviseur écran plat* < 2005	2	101 400 – 113 800 (107 600)	Oreiller en mousse polyuréthane	18	< LD – 16 400 (3 646)
Téléviseur écran plat* > 2005	12	4 – 106 800 (42 190)	Oreiller en plumes	8	< LD – 16 (6)
Tapis du salon	38	< LD – 718 (130)	Oreiller en fibres polyester	18	< LD – 1 877 (107)
Canapé du salon	38	< LD – 19 400 (2 599)	Ordinateur	30	< LD – 109 000 (31 546)

Légende : < LD : concentration inférieure à la limite de détection ; \* : écran LCD (cristaux liquides)

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude est intéressante, car elle considère simultanément plusieurs matrices (sang, air intérieur, poussières domestiques, matériaux) et elle intègre la mesure, non destructive, des concentrations en brome dans les objets des domiciles investigués, ce qui est nouveau. De nombreux produits de consommation contiennent ainsi des composés bromés ; il reste cependant délicat d'en tirer des généralités sur les teneurs rencontrées

tant celles-ci peuvent varier, y compris pour un même type de produits. Si l'on pense assez systématiquement aux appareils électriques et électroniques comme sources de PBDE au domicile, ce sont en fait les teneurs en brome dans d'autres objets qui apparaissent comme étant liées aux concentrations dans le sang, confirmant en tout état de cause la contribution non négligeable des expositions dans l'environnement intérieur. Tandis que les poussières domestiques et l'alimentation sont souvent associées aux expositions aux PBDE, aucune corrélation n'est

montrée dans cette étude. Sur le volet des poussières, les auteurs expliquent l'absence de corrélation par les limites associées au prélèvement du sac d'aspirateur. De plus, la liste des congénères recherchés varie selon les différentes matrices, ce qui complique également l'analyse des résultats. Parmi les limites de l'étude, on peut citer la faible puissance de l'échantillon.

Par ailleurs, les auteurs n'évoquent pas les incertitudes liées à la détection par fluorescence X (interférences avec d'autres éléments présents sur le trajet des rayonnements, mesure effective du brome issu des PBDE), mais ils renvoient à la publication qui présente la validation de cette technique et répond à ces interrogations (Allen *et al.*, 2008). Au final, cette étude reste intéressante et serait à mener en France sachant que les imprégnations très différentes des populations nord-américaines et européennes en retardateurs de flamme bromés empêchent toute extrapolation (cf. Info Santé Environnement Intérieur N°29, analyse de l'article de Fromme *et al.*).

Référence citée : Allen JG, McClean MD, Stapleton HM, Webster TF. 2008. Linking PBDEs in house dust to consumer products using X-ray fluorescence. *Environ Sci Technol* 42(11):4222-4228.

Source : Imm, Knobeloch et al. (2009) - Household Exposures to Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in a Wisconsin Cohort. *Environmental Health Perspectives*. 117 (12): 1890-1895.

Article analysé par : Corinne MANDIN, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB ; [corinne.mandin@cstb.fr](mailto:corinne.mandin@cstb.fr)

## Expologie - Evaluation des risques sanitaires

### Répartition granulométrique et exposition aux PolyBromoDiphenylEthers de poussières intérieures à Chicago

L'usage courant des PolyBromoDiphenylEthers (PBDE) comme retardateurs de flamme dans les voitures, équipements électroniques, meubles etc. a entraîné une contamination de l'environnement humain. De nombreuses études se sont intéressées aux contaminations et expositions aux PBDE. L'ingestion d'aliments et de poussières seraient les principales voies d'exposition. L'objectif de cette étude est de documenter les concentrations en PBDE, le profil des congénères et la distribution massique entre différentes fractions granulométriques de poussières intérieures, le but étant d'estimer l'exposition par ingestion.

Des échantillons de poussière intérieure déposée au sol ont été collectés par aspiration dans 4 maisons à Chicago à l'automne 2006 et au printemps 2007. Dans une maison (M2), les poussières déposées sur les meubles ont été aspirées ; dans une autre (M4), les fibres d'un tapis et du ciment de sol ont été aspirés. Deux échantillons de poussières ont également été collectés, toujours par aspiration, dans deux voitures. Ces échantillons ont été protégés de la lumière par conditionnement dans du verre ambré ou par emballage dans du papier aluminium. Quatre échantillons de particules en suspension dans l'air ont été collectés en janvier 2004 sur les toits de deux immeubles. Les matériels de prélèvement variaient selon les échantillons. Les 9 poussières de maison et de voitures ont été pré-tamisées, puis 3 d'entre elles ont été segmentées pour tamisage afin de distinguer les fractions inférieures à 420, 250, 150, 75 µm.

Les échantillons ont ensuite été extraits par un mélange 1:1 hexane-acétone, puis analysés (BDE 28, 47, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183, 196, 206, 207, 209) par chromatographie en phase gazeuse couplée à un

spectromètre de masse en mode ionisation chimique en mode négatif.

Les concentrations en PBDE (somme des congénères analysés) sont comparables à celles retrouvées dans d'autres villes d'Amérique du Nord, et supérieures à celles observées ailleurs. Les deux échantillons collectés dans les voitures sont comparables et plus contaminés que les poussières intérieures. Les particules en suspension collectées à l'extérieur étaient moins concentrées en PBDE d'un ordre de grandeur, ce que les auteurs attribuent notamment à la présence de sources intérieures et aux processus de dégradation par photolyse. Dans la pièce où les pentaBDE étaient majoritaires, l'analyse d'éléments constitutifs du tapis a mis en évidence ces mêmes composés issus de la formulation commerciale. Dans la poussière de ciment, le BDE 209 était majoritaire.

La répartition de la poussière et des concentrations correspondantes en PBDE est indiquée sur la figure 1 de l'article. La répartition granulométrique est différente entre la voiture et les deux maisons étudiées. Dans les maisons la concentration massique diffère peu selon la granulométrie mais les poussières les plus fines (< 75 µm) représentent environ 60 % de la masse. Dans la voiture, la concentration massique est plus importante dans les fractions < 150 µm tandis que chaque classe granulométrique contribue également à la masse totale.

La répartition des congénères variait de pièce en pièce, suggérant ainsi la présence de plusieurs sources dans un même logement. Les estimations de la dose de PBDE ingérée via les poussières suggèrent qu'il s'agit d'une voie significative mais les estimations sont sensibles à la quantité de poussière ingérée.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'intérêt majeur de cette étude est de tenir compte, ainsi que l'indique son titre, de la fraction granulométrique de la poussière, même si la procédure de double tamisage n'est pas très clairement expliquée. Malheureusement seuls trois échantillons de poussière (deux de maison et un de voiture) ont été fractionnés selon leur granulométrie. Ce faible effectif limite considérablement la portée des résultats. C'est sans doute la raison pour laquelle les auteurs exploitent aussi les résultats de façon plus classique (masse, répartition des différents congénères...) mais sans apporter de connaissances originales. Il est également dommage que les auteurs aient utilisé le modèle habituel d'estimation de dose ingérée (en µg de poussière ingérée par jour). Ils n'ont de ce fait pas tiré parti de l'originalité de leur approche pour discuter l'importance relative des différentes fractions granulométriques pour l'exposition. Il apparaît également que l'utilisation de différents types d'appareils de prélèvement des poussières n'est pas discutée alors que les résultats obtenus sont comparés. Une éventuelle influence de la granulométrie sur les rendements d'extraction n'est pas non plus abordée de même que la taille importante de la dernière fraction granulométrique (< 75 µm). Une discussion en profondeur de ces aspects techniques relatifs à la granulométrie aurait pourtant facilité des recherches ultérieures sur ce sujet très intéressant, sur davantage d'échantillons.

Source : Wei, Turyk et al. (2009) - Particle size fractionation and human exposure of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Chicago. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. 44 (13): 1353-1361.

Article analysé par : Philippe Glorennec, École des Hautes Études en Santé Publique [Philippe.Glorennec@ehesp.fr](mailto:Philippe.Glorennec@ehesp.fr)



## Expologie - Evaluation des risques sanitaires

### Disparités pour le risque de cancer entre les populations hispanique et blanche : rôle de l'exposition à la pollution de l'air intérieur

Certains groupes ethniques seraient plus exposés à des polluants toxiques de l'air (PTA), ce qui pourrait induire des disparités de santé entre les populations. L'objectif de cette étude nord-américaine était de comparer le risque de cancer chez des sujets hispaniques et des sujets blancs ayant participé à l'étude RIOPA (« Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air ») à partir des données d'exposition à 12 Composés Organiques Volatils (COVs).

Dans l'étude RIOPA, des concentrations de polluants et des taux de renouvellement d'air ont été mesurés entre 1999 et 2001 dans 3 villes (Los Angeles, Elisabeth et Houston), dans des logements occupés par des non-fumeurs. Environ 100 adultes par ville, dont la majorité travaillait à la maison ou dans le même quartier que leur logement, ont accepté de participer. La proportion d'hispaniques parmi les participants varie de 35 % à 78 % selon les villes. Des concentrations intérieures, extérieures et personnelles ont été mesurées à l'aide de badges lors de deux périodes de 48 h séparées de 3 mois. Pendant ces périodes, les caractéristiques sociodémographiques et les activités quotidiennes des occupants étaient collectées par questionnaire et inspection. Seuls 12 COVs, pour lesquels des ERU (excès de risque unitaire de cancer)<sup>3</sup> étaient disponibles, ont été pris en compte (Tableau 1).

Tableau 1 : composés mesurés lors de l'étude RIOPA, classification cancérogène et risque unitaire de cancer.

Composé	Classification		Excès de risque unitaire (ERU) <sub>i</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>
	IRIS	IARC	
Acétaldéhyde	B2	2B	$2.2 \times 10^{-6}$
Benzène	A	1	$7.8 \times 10^{-6}$
Tétrachlorure de carbone	B2	2B	$1.5 \times 10^{-5}$
Chloroforme	B2	2B	$2.3 \times 10^{-5}$
Éthylbenzène	NC	2B	$2.5 \times 10^{-6}$
Formaldéhyde	B1	1	$1.3 \times 10^{-5}$
Chlorure de Méthylène	B2	2B	$4.7 \times 10^{-7}$
MTBE	NC	3	$2.6 \times 10^{-7}$
p-DCB	NC	2B	$1.1 \times 10^{-5}$
Styrène	NC	2B	$5.0 \times 10^{-7}$
Trichloroéthylène	NC	2A	$2.0 \times 10^{-6}$
Tetrachloroéthylène	NC	2A	$5.9 \times 10^{-6}$

Les risques cumulés de cancer (RCC) estimés pour les hispaniques (médiane =  $519.10^{-6}$ , 90<sup>ème</sup> percentile =  $3968.10^{-6}$ ) et pour les blancs (médiane =  $443.10^{-6}$ , 90<sup>ème</sup> percentile =  $751.10^{-6}$ ) étaient nettement supérieurs au seuil d'acceptabilité

<sup>3</sup>Les risques de cancer estimés pour chaque COV sont calculés à partir de l'équation :  $RC = P \times RU$  (RC=excès de risque individuel, P=concentration personnelle mesurée en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , RU=excès de risque unitaire de cancer par inhalation qui représente la probabilité supplémentaire de cancer pour une exposition pendant 70 ans à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de polluant). Le risque cumulé de cancer (RCC) est la somme des excès de risque individuel pour chacun des 12 COVs.

de l'US EPA de  $10^{-6}$ . Les RCC étaient dominés par l'exposition au formaldéhyde et au p-dichlorobenzène (p-DCB) et de façon moindre, à l'acétaldéhyde, au chloroforme et au benzène.

Dans les deux groupes ethniques, les concentrations personnelles étaient similaires aux concentrations intérieures et plus élevées que les concentrations extérieures ( $P < 0,01$ ), sauf pour le benzène. Le formaldéhyde était le plus grand contributeur du RCC chez 69 % des hispaniques et 88 % des blancs.

Les risques estimés de cancer étaient supérieurs dans les logements aux taux de renouvellement d'air les plus faibles ( $< 0,5/\text{h}$ ).

Les femmes hispaniques étaient plus à risque du fait de leur exposition au chloroforme ( $P < 0,01$ ) et les valeurs médianes différaient d'un facteur 2,7 par rapport aux hommes. Les hispaniques qui gagnaient moins de 25 000 \$ par an avaient des risques médians pour le p-DCB 4,1 fois plus élevés que ceux avec des revenus supérieurs ( $P < 0,01$ ). Les hispaniques dont le logement était situé à moins de 1 km d'une source extérieure majeure de pollution avaient des risques de cancer médians pour le benzène ( $25.10^{-6}$ ) et le p-DCB ( $110.10^{-6}$ ) supérieurs à ceux habitant à distance d'une source. De tels impacts des facteurs sociodémographiques n'ont pas été observés chez les blancs. Les hispaniques dont les logements avaient moins de 15 ans avaient des risques médians plus élevés pour l'acétaldéhyde ( $48.10^{-6}$ ) et le chloroforme ( $51.10^{-6}$ ). Des tendances similaires ont été observées chez les blancs habitant des logements récents pour le chloroforme ( $40.10^{-6}$ ) et le benzène ( $21.10^{-6}$ ).

L'étude met en évidence des disparités entre les populations hispanique et blanche pour le risque de cancer induit par des polluants de l'air avec une contribution importante de la pollution de l'air intérieur. Ces différences de RCC sont basées essentiellement sur les mesures à Elisabeth et Houston car, à Los Angeles, les taux plus élevés de ventilation ont atténué les effets des sources intérieures : en effet, 70 % des hispaniques ouvraient leurs fenêtres à Los Angeles contre 30 % à Elisabeth et 7 % à Houston. Ces résultats doivent être interprétés avec précaution, en particulier parce que les participants de l'étude RIOPA n'ont pas été sélectionnés selon un schéma randomisé et stratifié. Seuls 12 COVs ont été pris en compte alors que d'autres substances cancérogènes ont pu contribuer au risque.

#### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude fournit des renseignements très intéressants sur les différences d'exposition et de risque de cancer entre deux populations d'origine différente et, au sein d'une même population, selon le niveau socio-économique, le sexe, l'âge du bâtiment, etc. Les résultats de cette étude centrée sur les États-Unis chez qui la population hispanique est une des minorités les plus importantes, ne sont cependant pas extrapolables à d'autres pays. Une des limites notables, inhérente à ce type d'étude, est que les risques de cancer sont calculés pour des expositions vie entière (70 ans) alors que les estimations ne sont basées que sur un petit échantillon de cette exposition. De plus, les mesures de polluants ont été recueillies en 1999-2001 et il est possible que les sources et les niveaux d'exposition aient

changé en 10 ans, de même que les caractéristiques socio-démographiques des populations étudiées. En France, les données recueillies lors de l'enquête de l'OQAI réalisée dans 567 logements représentatifs du parc français, avec la mesure d'une vingtaine de COVs, peuvent permettre de différencier les risques cumulés de cancer induits par les polluants selon la typologie des bâtiments ou les caractéristiques, y compris sociodémographiques, des occupants.

Source: Hun D, Siegel J, Morandi M et al. (2009). Cancer risk disparities between Hispanic and non-hispanic white populations: the role of exposure to indoor air pollution; *Environmental Health Perspectives*, 117(12): 1925-1931  
Article analysé par: Véronique EZRATTY, Service des Études Médicales d'EDF; [veronique.ezratty@edf.fr](mailto:veronique.ezratty@edf.fr)

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

Cohorte : Kim, Ha et al. (2009) - The Mothers and Children's Environmental Health (MOCEH) study. *European Journal of Epidemiology*. 24 (9): 573-583.

Meng, Spector et al. (2009) - Determinants of indoor and personal exposure to PM2.5 of indoor and outdoor origin during the RIOPA study. *Atmospheric Environment*. 43 (36): 5750-5758.

Sahlberg, Mi et al. (2009) - Indoor environment in dwellings, asthma, allergies, and sick building syndrome in the Swedish population: a longitudinal cohort study from 1989 to 1997. *International Archives of Occupational and Environmental Health*. 82 (10): 1211-1218.

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

Résultats de l'étude B-TRAPPED (USA) : Brooklyn Traffic Real-Time Ambient Pollutant Penetration and Environmental Dispersion :

Eisner, Richmond-Bryant et al. (2009) - Analysis of indoor air pollution trends and characterization of infiltration delay time using a crosscorrelation method. *Journal of Environmental Monitoring*. 11 (12): 2201-2206.

Hahn, Brixey et al. (2009) - Parameterization of meteorological variables in the process of infiltration of outdoor ultrafine particles into a residential building. *Journal of Environmental Monitoring*. 11 (12): 2192-2200.

Hahn, Wiener et al. (2009) - Overview of the Brooklyn Traffic Real-time Ambient Pollutant Penetration and Environmental Dispersion (BTRAPPED) study: theoretical background and model for design of field experiments. *Journal of Environmental Monitoring*. 11 (12): 2115-2121.

Richmond-Bryant, Hahn et al. (2009) - The Brooklyn Traffic Real-Time Ambient Pollutant Penetration and Environmental Dispersion (BTRAPPED) field study methodology. *Journal of Environmental Monitoring*. 11 (12): 2122-2135.

EDITO : Spengler and Adamkiewicz (2009) - Indoor Air Pollution: An Old Problem with New Challenges. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 6 (11): 2880-2882.

Corsi and Lin (2009) - Emissions of 2,2,4-Trimethyl-1,3-Pentanediol Monoisobutyrate (TMPD-MIB) from Latex Paint: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 39 (12): 1052-1080.

Pearce and Braverman (2009) - Environmental pollutants and the thyroid. *Best Practice & Research Clinical Endocrinology & Metabolism*. 23 (6): 801-813.

Bolling, Pagels et al. (2009) - Health effects of residential wood smoke particles: the importance of combustion conditions and physicochemical particle properties - art. no. 29. *Particle and Fibre Toxicology*. 6 29-29.

Brook and Rajagopalan (2009) - Particulate matter, air pollution, and blood pressure. *Journal of the American Society of Hypertension*. 3 (5): 332-350.

Eduard (2009) - Fungal spores: A critical review of the toxicological and epidemiological evidence as a basis for occupational exposure limit setting. *Critical Reviews in Toxicology*. 39 (10): 799-864.

Jurgensen and Madsen (2009) - Exposure to the Airborne Mould Botrytis and Its Health Effects. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*. 16 (2): 183-196.

## Publications

### Plantes & qualité de l'air intérieur : les apports du Programme PHYTAIR

Le Programme PHYTAIR, initié en 2004, a pour objet l'étude de l'absorption et des effets des polluants sur des plantes d'intérieur. Il a également pour but de proposer un protocole standard pour des futurs tests en routine des capacités d'épuration des plantes d'intérieur. Ce dossier replace ce programme dans la problématique générale de la qualité de l'air à l'intérieur des locaux, et présente les apports du programme concernant le rôle que peuvent jouer les végétaux dans l'épuration de l'air intérieur. Le contenu du dossier se veut évolutif en fonction des travaux en cours.

Pour en savoir plus, le lecteur trouvera des liens vers différents sites en avant-dernière page du rapport.

[Téléchargez le dossier complet\\_100127](#)

### Valeurs Guide de l'Air Intérieur

Deux nouveaux rapports viennent d'être publiés sur le site de l'AFSSET concernant le Tétrachloroéthylène (avis de janvier 2010) et les particules (avis de janvier 2010).

Pour le tétrachloroéthylène, l'AFSSET propose les valeurs guide suivantes :

- VGAI court terme :  $1380 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (0,2 ppm) pour les effets aigus pour une durée d'exposition de 1 à 14 jours.
- VGAI long terme :  $250 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (0,036 ppm) pour les effets chroniques non cancérigènes pour une durée d'exposition supérieure à un an.

En ce qui concerne les particules, l'AFSSET ne propose pas de valeur guide conformément à la méthodologie d'élaboration de celles-ci. L'AFSSET recommande d'utiliser les valeurs de l'OMS pour l'air extérieur comme cible pour l'air intérieur en attendant d'obtenir d'avantage de données sur les effets sanitaires des particules.

Valeurs de l'OMS pour l'air extérieur :

- Sur 24 heures :  $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  et  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{10}$
- Sur le long terme :  $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  et  $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{10}$

<http://www.afsset.fr/index.php?pageid=829&parentid=424>

## Thèse

### Étude expérimentale du transport des aérosols dans un espace clos ventilé et impact des principales stratégies d'épuration microbiologique de l'air sur l'exposition des occupants

Cette thèse a été réalisée au Centre scientifique et technique du bâtiment, en partenariat avec l'Université Paris XII et la CIAT ; elle a été soutenue le 9 Juillet 2008 par Stéphane Delaby.

Le bulletin RSEIN publie les résultats de cette thèse originale tardivement, le résumé ne nous étant parvenu que récemment.

L'exposition aux aérosols microbiologiques présents dans les environnements clos est susceptible de provoquer, chez les occupants, diverses pathologies telles que des infections, des toxi-infections et des allergies. Pour s'en prémunir, diverses stratégies passant notamment par l'emploi de dispositifs épurateurs d'air, ont été développées et commercialisées par les industriels de la ventilation et du traitement de l'air. Cependant, à ce jour, aucune méthodologie d'évaluation y compris normative ne permet d'évaluer la pertinence de ces stratégies.

**Ce travail de recherche se propose, d'une part, d'appréhender le devenir des aérosols microbiologiques au sein des espaces clos : de la source à l'individu exposé, en explorant le rôle de la ventilation dans ce transport et, d'autre part, d'étudier le gain apporté par les nouvelles technologies de traitement microbiologique de l'air sur l'exposition des occupants.**

Pour ce faire, un volume expérimental ventilé, simulant un environnement de bureaux à l'échelle 1 a été mis en œuvre et caractérisé. Pour la conception et la réalisation d'ASTERIA, notre cahier des charges comportait les exigences suivantes : modularité, réalisme, confinement, ventilation modulable. L'environnement expérimental de type salle propre ( $5,8 \times 5,0 \times 3,1$  m) re-

présente approximativement un volume de  $90 \text{ m}^3$  et contient un environnement multizone de type tertiaire, constitué de deux bureaux et d'un couloir. La distribution d'air est assurée par une centrale de traitement d'air.

Les émissions particulaires d'individus volontaires asymptomatiques ont tout d'abord été caractérisées, par des mesures physiques et biologiques. Dans nos conditions expérimentales, les flux particulaires inerte et biologique moyen par individu sont respectivement égaux à  $5,5 \cdot 10^5$  particules par minute et  $1,2 \cdot 10^4$  UFC\* par minute. La caractérisation microbiologique de ces émissions humaines a permis d'identifier une flore bactérienne cultivable classiquement associée à la présence humaine : *Staphylococcus sp.*, *Arthrobacter sp.*, *Micrococcus sp.*, *Paenibacillus sp.*, *Bacillus sp.*, *Kocuria sp.*

Le transport de polluants a été étudié dans l'espace d'essais avec une approche purement expérimentale et descriptive à l'aide de gaz traceur (hexafluorure de soufre), de particules inertes (PLS 0,5 et  $1,0 \mu\text{m}$ ) et d'un aérosol microbiologique (*Staphylococcus epidermidis*) selon quatre scénarii de ventilation : « Double flux - Tout air neuf » et « Double flux avec recirculation », modes communément rencontrés dans les bâtiments et dans deux modes de ventilation dégradés : le « Double flux - Tout air repris » où l'air circule en circuit fermé, et « Hors ventilation ».

Pour chacun des modes de ventilation étudiés, excepté « Hors ventilation », le transport du polluant microbiologique, d'un bureau vers l'autre, est très rapide, de l'ordre de quelques minutes. Pour les modes de ventilations « Double flux - Tout air neuf » et « Double flux avec recirculation », qui répondent aux exigences réglementaires notamment vis-à-vis de l'apport d'air neuf hygiénique (de l'ordre de  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{pers}^{-1}$ ), le devenir des agents microbiologiques dans les espaces est clairement différent avec, en toute logique, une dissémination des polluants d'un bureau à l'autre limitée pour le mode de ventilation « Double flux - Tout air neuf ».

Le second volet de ce travail de recherche visait à étudier les stratégies de ventilation ou d'épuration pour limiter l'exposition aux agents microbiologiques aéroportés. Outre la mise en œuvre de conditions de ventilation spécifiques, telles que l'augmentation des débits ou les modifications du mode de distribution de l'air, l'application des systèmes de traitement microbiologiques de l'air a été étudiée. Pour ce dernier point, une démarche globale d'évaluation en 3 volets a été adoptée avec l'étude de l'efficacité du ou des principes d'épuration mis en œuvre, la détermination du rendement intrinsèque en condition dynamique de ces systèmes et l'évaluation du gain apporté par ces derniers sur l'exposition des occupants.

Comme attendu, le « Double flux - Tout air neuf » constitue le mode de ventilation limitant le plus l'exposition de l'occupant « fictif », ceci étant probablement dû à l'absence de reprise d'air vicié dans cette configuration. Le « Double flux avec recirculation », pour sa part, accroît sensiblement le niveau d'exposition de l'occupant, avec un  $C_{\text{max}}/C_{\text{Source}}$  5 fois supérieur et une quantité de particules inhalées 2 à 3 fois plus importante par rapport au « Double flux - Tout air neuf ». En modes dégradés, qu'il y ait brassage de l'air ou non, l'exposition de l'occupant est, logiquement, supérieure à celle obtenue pour des conditions de ventilation réglementaires.



En mode « Double flux avec recirculation », l'augmentation du taux de renouvellement d'air neuf permet de réduire significativement le niveau d'exposition de l'occupant, avec un abattement de l'ordre de 80 % lorsque l'apport d'air neuf passe de 23,5 à 75 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>.pers<sup>-1</sup>. **Au-delà de cette dernière valeur, aucun gain supplémentaire en termes de réduction du niveau d'exposition n'est observé.**

À ce jour, les techniques d'épuration les plus abouties se résument au transfert du polluant microbiologique vers un média (filtration) et/ou à son inactivation. Cette dernière est obtenue le plus souvent par des procédés utilisant la photolyse et plus récemment la photocatalyse. Nous avons exploré, entre autres, cette technologie qui combine finalement l'usage d'un média filtrant aux potentialités photocatalytiques et une source de rayonnement.

Les médias photocatalytiques utilisés ont démontré une efficacité significative sur le modèle bactérien, *S. epidermidis*.

Le rendement épuratoire intrinsèque du système photocatalytique est lié à une action physique de filtration des aérosols et une action d'inactivation des microorganismes. En raison du couplage Transfert/Inactivation opéré sur l'aérosol microbiologique par le dispositif photocatalytique, la double approche physique et biologique adoptée permet une évaluation plus pertinente du rendement épuratoire du dispositif. Ainsi, le rendement physique, déterminé à partir de comptages particulaires, est égal à 73 ± 1 % et le rendement biologique obtenu est proche de 100 %. L'efficacité imputable à l'inactivation de l'aérosol microbiologique est d'environ 30 %.

Les travaux menés avec les dispositifs épurateurs (filtration et photocatalyse) ont montré que les efficacités intrinsèques des systèmes ne permettent pas de préjuger de leur gain vis-à-vis du niveau de l'exposition des individus lorsqu'ils sont mis en œuvre en environnement intérieur. Les résultats obtenus ont également mis en évidence que la prise en compte des flux aérauliques et du transport des particules induit par la ventilation et le dispositif épurateur est indispensable à la définition d'une stratégie cohérente de traitement d'air.

## Déclaration de Parme

A l'issue de la 5<sup>ème</sup> conférence ministérielle sur l'environnement et la santé, les 53 pays membres du bureau européen de l'OMS ont adopté le 12 mars la Déclaration de Parme pour réduire dans les 10 ans les effets sanitaires de l'environnement et protéger la santé des enfants.

Parmi les recommandations phares de ce nouveau texte figure l'élimination de la pollution de l'air intérieur [sans délai précisé] et du tabagisme passif [d'ici 2015] dans les établissements publics (écoles, hôpitaux). Les pays s'engagent à répondre aux inquiétudes suscitées par les produits chimiques nocifs persistants, perturbateurs du système endocrinien et bioaccumulatifs, les nanoparticules, ainsi que par des nouveaux problèmes émergents.

<http://www.journaldelenvironnement.net/fr/document/detail.asp?id=2823&idThema=5&idSousThema=29&type=JDE&tx=259>

## Les annonces de manifestations

### Les Ateliers de l'OQAI, CSTB, Paris, 28 juin 2010 de 16h45 à 19h

L'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) organise son prochain Atelier sur le thème de l'épuration de l'air intérieur par les plantes. Que sait-on réellement du pouvoir épurateur des plantes ? Quelle est l'efficacité de ces nouveaux « systèmes d'épuration » dans les espaces clos ? Où en sont les recherches scientifiques en France et dans les autres pays ? Quels peuvent être les problèmes associés ?

Cet atelier restituera les principaux éléments de connaissance scientifique synthétisés avec le concours de la Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques de Lille. Un temps d'échanges permettra aux spécialistes du domaine de répondre aux questions des participants.

Pour plus d'informations :

<http://www.air-interieur.org> Inscription (gratuite, dans la limite des places disponibles) avant le 18 juin 2010

### Séminaire Franco-Indien sur la Qualité de l'Air Intérieur

Contrôle/ mesure, évaluation des méthodes prédictives, technologies de décontamination de l'air. 31 mai – 3 juin 2010, à l'École des Mines de Nantes.

Ce séminaire est organisé par l'Institut indien de technologie de Dehli, Inde, et par le groupe des Écoles des mines, France.

[www.emn.fr/z-dre/iaq/](http://www.emn.fr/z-dre/iaq/)

## Sur le web

### La campagne site et sols pollués / écoles

Le recensement de l'ensemble des écoles construites sur d'anciens sites industriels s'achève, l'heure est désormais au diagnostic pour déceler d'éventuelles pollutions, a annoncé le 25 février la secrétaire d'État à l'Écologie Chantal Jouanno.

La phase de diagnostic, qui a déjà été menée à titre expérimental dans une demi-douzaine d'écoles, se traduira notamment par des prélèvements pour détecter l'éventuelle présence, dans les sols sur lesquels ont été construits les bâtiments scolaires, d'hydrocarbures, de composés organiques volatils ou de métaux lourds.

<http://www.sites-pollues.developpement-durable.gouv.fr/index.asp>

## Lancement d'un appel à projets de recherche en santé-environnement et santé au travail

Cet appel à projets reprend les thématiques de l'impact sanitaire des toxiques, cancérigènes mutagènes ou reprotoxiques, des particules atmosphériques, de l'amiante environnementale, des nuisances sonores... Il concerne tous les milieux (milieux de travail, air intérieur, eau, sols...) et s'intéresse en particulier aux populations vulnérables ou sensibles.  
Clôture de l'appel le 28 mai 2010.

[http://www.afsset.fr/index.php?pageid=452&newsid=547&M\\_LCODE=news](http://www.afsset.fr/index.php?pageid=452&newsid=547&M_LCODE=news)

## Formation « Les polluants de l'Air Intérieur » de l'INERIS : 6 mai et 23 novembre 2010 (RC15)

Cette formation s'adresse aux personnels des DDASS et DRASS, services santé de l'entreprise, chambres professionnelles, Chambres du Commerce et de l'Industrie, Bureaux d'études et responsables Environnement. Appréhender l'enjeu sanitaire de la problématique de l'Environnement intérieur (secteurs résidentiels et tertiaires, hygiène du travail exclue). Identifier les polluants de l'air intérieur et les acteurs clés. Cerner les données de gestion technique et réglementaire de la qualité de l'air intérieur.

[http://www.ineris.fr/index.php?action=getForma&module=forma&id\\_forma\\_object=39](http://www.ineris.fr/index.php?action=getForma&module=forma&id_forma_object=39)

## Formation « Air Intérieur » de l'APPA Nord – Pas de Calais : 23 avril et 5 mai 2010

Cette formation s'adresse aux professionnels du Nord - Pas de Calais des domaines de la santé, du social, du logement ou de l'environnement. Thématiques : Qualité de l'air intérieur : sources, effets sur la santé, conseils - Démonstration et utilisation en séance d'outils de sensibilisation.

<http://www.appanpc.fr/Pages/page.php?page=291>

## **Glossaire**

**AFSSET** : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail  
**AOS** : Aérosol Organique secondaire  
**COV** : Composés Organiques Volatils  
**CSTB** : Centre scientifique et technique du bâtiment  
**DDE** : dichlorodiphényldichloroéthylène  
**OCDE** : Organisation de Coopération et de Développement Economiques  
**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé  
**OQAI** : Observatoire de la QAI\*  
**PCB** : polychlorobiphényles  
**PBDE** : polybromodiphényléthers  
**PCRD** : Programme Cadre de Recherche et Développement  
**PM<sub>2,5/10</sub>** : Particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 / 10 µm  
**QAI** : Qualité de l'Air Intérieur  
**TRA** : Taux de Renouveaulement d'Air  
**US-EPA** : US Environmental Protection Agency  
**UFC** : Unité Formant Colonie  
**VTR** : Valeur Toxicologique de Référence

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

Directeur de la publication : Vincent Laflèche

Directeur de la rédaction : André Cicolella

Comité de rédaction du N°30 : V. Nedellec, M. Saihi, G. Aymoz, C. Mandin, M-A. Kerautret, S ; Urban, F. Dor, M-T. Guillam, J. Larbre, avec la participation de Festy B.

Maquette : Patrick Bodu

Coordination et contact : [Juliette Larbre juliette.larbre@ineris.fr](mailto:juliette.larbre@ineris.fr)

ISSN 1760-5407

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

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

Pour tout abonnement à la version électronique du bulletin, adressez vos coordonnées par email à : [juliette.larbre@ineris.fr](mailto:juliette.larbre@ineris.fr) ou inscrivez vous à partir du site internet : <http://rsein.ineris.fr/bullinfo/abonnement.html>