

## Edito

### SINPHONIE, OFFICAIR, clôture de deux projets de recherche européens

Alors que les logements ont déjà fait l'objet de campagnes nationales dans plusieurs pays européens (France, Allemagne, Angleterre, Belgique), d'autres lieux de vie importants en termes de temps passé par les personnes qui les fréquentent, ont été moins étudiés à ce jour. Partant de ce constat, la Commission européenne a souhaité soutenir le développement des connaissances sur la qualité de l'air dans les écoles et les immeubles de bureaux. Ainsi, elle a lancé en 2010 deux projets de grande ampleur : SINPHONIE (Schools Indoor Pollution and Health: Observatory Network in Europe) et OFFICAIR (On the reduction of health effects from combined exposure to indoor air pollutants in modern offices). Ces deux projets viennent de rendre publics leurs premiers résultats.

Le projet **SINPHONIE** visait à étudier les concentrations mesurées dans l'air et les poussières à l'école et la santé respiratoire, l'absentéisme et l'apprentissage scolaire. 38 partenaires de 25 pays ont participé et instrumenté 114 écoles accueillant 5 175 écoliers ; cinq écoles françaises ont été incluses dans le panel. S'agissant des concentrations mesurées dans les classes, les particules fines ( $PM_{2,5}$ ) et le radon sont les deux polluants pour lesquels les valeurs guides de l'Organisation mondiale de la santé pour l'air intérieur ont été le plus souvent dépassées. De fortes disparités des concentrations intérieures et des paramètres de confort ont été observées entre zones géographiques. Concernant les effets sur la santé, les caractéristiques du bâtiment ou de la classe et les pratiques d'entretien ont montré des associations positives ou négatives comme le moment du ménage dans la classe, l'ouverture des fenêtres pendant le ménage, les types de nettoyage (aspirateur, balai ou lingette), l'utilisation d'un tableau noir avec craie, l'odeur de moisi, etc. Les associations observées mériteraient maintenant d'être confirmées par d'autres études. Le projet s'est conclu par la publication de bonnes pratiques pour des environnements scolaires de qualité.

Le projet **OFFICAIR** avait pour objectif l'étude de la qualité de l'air et du confort dans les immeubles de bureaux neufs ou récemment rénovés en Europe. Il a impliqué 13 partenaires de 8 pays européens. En France, 21 immeubles de bureaux ont participé sur un total de 167 répartis dans les huit pays. En plus d'études en laboratoires sur les émissions des appareils de bureautique et produits d'entretien utilisés dans les bureaux, et du développement de modèles prédictifs de la qualité de l'air intérieur, le projet s'est appuyé

sur des enquêtes de terrain réalisées en trois temps : audit d'un large panel d'immeubles avec questionnaires aux occupants, mesures approfondies de la qualité de l'air à deux saisons contrastées (été/hiver) dans un sous-échantillon de bâtiments, et étude d'intervention dans un immeuble par pays.

Les deux principales sources d'inconfort dans les bureaux mises en évidence quel que soit le pays sont le bruit généré par les occupants (conversations) et l'air trop sec. Réalisées à deux saisons et dans des configurations variées, notamment à des étages différents des immeubles, les mesures permettent de comprendre l'effet de certains paramètres : proximité routière, température, etc. De plus, pour la première fois, a été mise en évidence la contribution des émissions de composés volatils par les produits de nettoyage des sols lors de l'étude d'intervention. Une diminution des concentrations en aldéhydes dans l'air a été observée dans les espaces où un produit moins émissif était utilisé pour le nettoyage quotidien des sols. L'impact des imprimantes et photocopieurs n'a pas été observé, les concentrations en ozone et particules ultrafines étant plutôt associées aux concentrations mesurées dans l'air extérieur qu'aux émissions de ces appareils. Ceci peut être lié au fait que ces derniers sont désormais souvent placés dans des pièces dédiées.

Ces projets fournissent une richesse d'informations tout en appelant à poursuivre les efforts de recherche. Cependant, après une décennie ambitieuse pour faire progresser les connaissances, notamment dans le cadre du plan d'actions Environnement-Santé 2004-2010, il semblerait que les nouveaux appels européens à propositions de recherche offrent moins d'opportunités pour des travaux sur les environnements intérieurs et que la thématique de l'air intérieur soit actuellement en retrait à l'échelle communautaire. Espérons que cela ne soit que transitoire.

**Corinne Mandin,**  
Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB),  
[corinne.mandin@cstb.fr](mailto:corinne.mandin@cstb.fr)

#### Pour en savoir plus sur ces projets :

- SINPHONIE : <http://www.sinphonie.eu/>, rubrique « Publications » ;
- OFFICAIR : premiers résultats dans le bulletin n°8 de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur : [http://www.oqai.fr/userdata/documents/465\\_Bulletin8\\_Confort\\_bureaux.pdf](http://www.oqai.fr/userdata/documents/465_Bulletin8_Confort_bureaux.pdf) et sur : <http://www.officair-project.eu/>

## Métrologie

### Chambre d'émission passive de petite dimension pour le contrôle des émissions de monoterpènes venant de surfaces intérieures constituées de matériaux à base de bois.

Parmi les outils d'évaluation de la qualité de l'air intérieur, de nouveaux dispositifs d'échantillonnage passif apparaissent, permettant de quantifier in-situ les composés organiques volatils émis par les surfaces intérieures (matériaux de construction et d'ameublement). L'intérêt de ces nouveaux dispositifs est double : rechercher les sources de polluants dans un environnement intérieur par un moyen non invasif et non destructif et quantifier les contributions des émissions des surfaces intérieures aux concentrations intérieures en y associant une approche de modélisation. L'objectif de cette étude menée par une équipe de l'Université de Gdansk (Pologne) est de présenter le développement et l'applicabilité d'une nouvelle chambre d'émission passive de petite dimension (SSPEC) destinée à la quantification des flux d'émissions surfaciques de trois monoterpènes ( $\alpha$ -pinène, 3-carène et d-limonène).

#### La chambre d'émission passive de petite dimension (SSPEC) :

Ce dispositif de prélèvement passif est constitué d'une cellule d'émission en forme de cloche en acier inoxydable à l'intérieur de laquelle est suspendu un échantillonneur passif Radiello. La cellule d'émission est placée directement sur le matériau, couvrant une surface d'échantillonnage (A) de 452 cm<sup>2</sup>. Les composés émis du matériau diffusent dans la cellule et à travers la membrane poreuse du Radiello jusqu'à une cartouche d'adsorbant (Carbograph 4) où ils sont piégés et accumulés. Les quantités des composés échantillonnées (m) sur la cartouche d'adsorbant sont extraites et analysées à l'aide d'un couplage Thermodésorbteur-Chromatographie Gazeuse-Spectrométrie de Masse. Des tests préliminaires permettant d'établir une relation entre la quantité d' $\alpha$ -Pinène échantillonnée par le Radiello et la durée de prélèvement ont été menés et ont conduit les auteurs à choisir un temps d'échantillonnage (t) de 5h. Le flux d'émission (EF en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ) est déterminé en utilisant la relation suivante :  $E_f = m / (A \cdot t)$

**Application de la SSPECs :** Le dispositif est utilisé pour réaliser un suivi temporel des émissions de monoterpènes d'un aggloméré mélaminé, un élément de mobilier neuf introduit dans une pièce d'un appartement à faible taux de renouvellement d'air pendant 28 jours. Parallèlement, des mesures de monoterpènes dans l'air à l'aide de Radiello exposés pendant 24 h sont réalisées avant et après l'introduction du matériau pour estimer la contribution des émissions de ce matériau aux concentrations présentes dans la pièce.

Les flux d'émission venant du matériau étudié sont en moyenne de 12,6 ; 5,2 et 2,5  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  pour l' $\alpha$ -pinène, le 3-carène et le d-limonène, respectivement. Les tendances temporelles des flux d'émission du matériau ont une forte dynamique et des tendances différentes pour les trois monoterpènes. L'émission du d-limonène décroît dans le temps de façon progressive contrairement aux émissions d' $\alpha$ -pinène et de 3-carène qui montrent une première phase d'augmen-

tation dans les premiers jours du suivi (maximum atteint le 9<sup>ème</sup> jour à 28,2  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  pour l' $\alpha$ -pinène et le 13<sup>ème</sup> jour à 11,4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  pour le 3-carène) puis une baisse progressive et une stabilisation les jours suivants. Les auteurs attribuent ces différences d'évolution aux quantités plus importantes d' $\alpha$ -pinène et de 3-carène présentes initialement dans le matériau et à sa structure hétérogène. L'introduction du mobilier a eu pour conséquence d'élever les concentrations en  $\alpha$ -pinène, 3-carène et d-limonène d'un facteur 15, 12 et 4 respectivement. Les concentrations dans la pièce atteignent des maxima de 5995, 2247 et 834  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour l' $\alpha$ -pinène, le 3-carène et le d-limonène, respectivement. Les évolutions des concentrations de monoterpènes dans l'air après l'introduction du mobilier dans la pièce ne suivent pas exactement celles des flux d'émission du matériau, ce qui amène les auteurs à émettre des hypothèses sur les contributions d'autres facteurs intervenant dans les variations des teneurs intérieures de ces composés (autres sources, renouvellement de l'air, taux de chargement de la pièce, réactivité).

L'étude a permis de démontrer que le suivi in situ des émissions de monoterpènes d'un matériau et de leur influence sur la qualité de l'air intérieur pouvait être réalisé au moyen d'une chambre d'émission SSPEC. Il a été démontré que l'introduction d'un mobilier neuf dans une pièce à faible ventilation pouvait élever significativement les concentrations en monoterpènes dans l'air intérieur. Il a été également montré que les matériaux composites à base de bois sont d'importantes sources de monoterpènes (particulièrement d' $\alpha$ -Pinène) et que ses émissions présentent une forte dynamique qui n'est pas uniquement marquée par une simple décroissance dans le temps.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Associer le Radiello à une cellule d'émission pour mesurer in-situ des flux de monoterpènes émis par des surfaces intérieures est en soit une idée intéressante, puisqu'elle s'appuie sur l'échantillonnage d'un tube passif existant bien adapté au piégeage des COV visés. Néanmoins, le lien entre la masse piégée par le tube passif et le flux d'émission du matériau ou autre grandeur caractérisant l'émission n'a pas fait l'objet de réelles investigations. Les auteurs appliquent une formule pour déterminer le flux d'émission ( $E_f = m / (A \cdot t)$ ) qui suppose implicitement que le flux de matière collectée par le Radiello est égal au flux d'émission et que ce dernier n'est pas modifié par la présence de la cellule sur la surface du matériau. Cette hypothèse n'est pas nécessairement vérifiée dans le cas du dispositif proposé. Des travaux de dimensionnement d'une cellule adaptée aux caractéristiques d'échantillonnage propres au Radiello (hauts débits de prélèvement et échantillonnage radial) auraient dû être menés. Par ailleurs, les résultats de l'application de la SSPEC apportent certaines informations intéressantes notamment sur la dynamique des émissions d'un matériau neuf introduit dans un environnement intérieur.

**Source** : Marc et al. (2014), Small-scale passive emission chamber for screening studies on monoterpene emission flux from the surface of wood-based indoor elements, Science of the Total Environment 481, 35–46.

**Article analysé par** : H. Plaisance, Affiliation : Ecole des Mines d'Alès ; email : herveplaisance.dubois@sfr.fr

## **Métrologie**

### **Caractérisation de la présence dans l'air extérieur et intérieur d'écoles primaires d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les phases gazeuse et particulaire.**

Cette étude réalisée en Lituanie a pour objectif la caractérisation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) dans les phases particulaire et gazeuse d'écoles primaires. Cinq écoles primaires représentatives de différents environnements urbains de la ville de Kaunas ont ainsi été étudiées pendant la saison froide (hiver) des années 2011/2012. Les analyses et les études de sources ont aussi montré que les émissions des véhicules et le chauffage au fuel sont les sources majeures à l'origine de la présence de HAPs dans l'air de la ville de Kaunas.

La campagne d'échantillonnage a eu lieu pendant l'hiver 2011/2012 et les prélèvements sur chaque site ont été effectués pendant les cinq jours ouvrables entre 8:00 et 16:00 pour les  $PM_{2,5}$  et pendant 24 heures pour les particules totales en suspension (TSP) et la phase gazeuse. Ceci a conduit à l'obtention de 100 échantillons  $PM_{2,5}$  de 8 heures et de 20 échantillons journaliers pour TSP + phase gaz. Chaque salle de classe possède une ventilation naturelle par ouverture des fenêtres.

Trois types d'échantillons ont été collectés ; les particules  $PM_{2,5}$  sur filtres en quartz à un débit de 2 L min<sup>-1</sup>, les TSP sur filtres en fibre de verre à un débit de 10 L min<sup>-1</sup> et la phase gazeuse sur résine XAD-2 à un débit de 2 L min<sup>-1</sup>.

La fraction  $PM_{2,5}$  a été échantillonnée simultanément dans trois salles de classe de la même école en même temps qu'un prélèvement en extérieur. Les fractions TSP et vapeur ont été échantillonnées dans une classe de chaque école.

Chaque échantillon a été extrait aux ultra-sons pendant 10 minutes avec 10 mL de dichlorométhane, purifié sur colonne en silice et analysé en chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. La quantification a été réalisée par rapport à un étalon interne.

Dans tous les sites de prélèvement, la somme des HAPs dans les  $PM_{2,5}$  est toujours significativement supérieure à l'extérieur des salles de classe qu'à l'intérieur. La valeur médiane de la somme des HAPs la plus élevée en extérieur est celle mesurée au niveau de l'école située à proximité d'un parking. Ceci reflète probablement l'influence des démarrages à froid des véhicules. La valeur médiane minimale a été mesurée au niveau de l'école située dans une zone urbaine relativement propre.

Pour l'air intérieur, il n'y a pas de différence significative entre les différentes salles de classe à l'exception d'une école dont la salle échantillonnée se situait à proximité directe d'une route (< 100 m).

Concernant les HAPs pris individuellement, le naphthalène est le plus abondant dans les  $PM_{2,5}$  sur l'ensemble des sites expérimentés. Parmi les HAPs à trois cycles, le phénanthrène et le fluorène sont les plus abondants sur tous les sites tandis que ceux à quatre cycles (de pyrène à chrysène) ont des concentrations élevées seulement dans certains cas.

Pour l'air extérieur, les niveaux de concentrations des HAPs en phase particulaire sont similaires à ceux mentionnés dans les autres études.

Pour ce qui concerne la répartition entre la phase vapeur et la phase particulaire (air intérieur), la médiane de la somme des HAPs dans la phase vapeur est, quelque soit le site, cinq fois supérieure à la valeur médiane de la phase particulaire.

**Tableau 1 : concentrations retrouvées dans les écoles investiguées**

| <b>Ng/m3</b>   | <b>Minimum<br/>(des 5 écoles)</b> | <b>Maximum<br/>(des 5 écoles)</b> | <b>Médiane<br/>(min-max)</b> |
|--|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|
| <b>Somme des HAPs dans les <math>PM_{2,5}</math> intérieur</b> | 20.3                              | 131.1                             | 31.9 - 72.8                  |
| <b>Somme des HAPs dans les <math>PM_{2,5}</math> extérieur</b> | 40.7                              | 121.2                             | 58.9 - 85.2                  |
| <b>Somme des HAPs dans la phase particulaire (intérieur)</b>   | 19.9                              | 80.3                              | 36.1 - 63.2                  |
| <b>Somme des HAPs dans la phase gaz (intérieur)</b>            | 35.6                              | 80.6                              | 67.3 - 372.5                 |

Du fait de la campagne de mesure effectuée, il n'a pas été possible d'étudier les variations saisonnières des concentrations.

La distribution des HAPs dans l'air intérieur en faveur de la phase vapeur, en particulier pour les HAPs lourds (5 cycles), peut s'expliquer par le fait que lors de leur transfert de l'air extérieur vers l'air intérieur, une évaporation se produit à cause de la différence importante de température en hiver entre les deux milieux.

Comme un des aspects importants dans la gestion de la qualité de l'air est l'identification des sources de pollution, le ratio entre les concentrations mesurées à l'intérieur et celles mesurées à l'extérieur (I/O) est une source d'information importante. Dans cette étude le ratio I/O montre en général une influence du milieu extérieur sur le milieu intérieur. Néanmoins, les ratios I/O pour le naphatlène, le fluorène et le phénanthrène sont proches de 1 voire supérieure à 1, montrant ainsi une source intérieure pour ces HAPs, probablement à partir des activités de cuisine ou d'émissions de matériaux.

L'étude des ratios a permis de mettre en évidence l'influence marquée de la circulation automobile et de l'utilisation du fuel pour le chauffage domestique sur les émissions de HAPs. Ceci est confirmé par des ratios caractéristiques des émissions automobiles pour les écoles à proximité d'axes routiers ou de parking.

Une analyse factorielle confirme les deux sources prépondérantes à l'origine des HAPs dans les salles de classe.

Concernant l'impact sanitaire, l'influence de l'aération par l'ouverture des fenêtres dans des zones à très fort trafic est à l'origine d'une augmentation du risque. Des systèmes de ventilation seraient à privilégier.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude montre l'influence de la localisation des salles de classe et de l'aération sur le risque toxique lié aux HAPs. Elle confirme donc l'influence des transferts de l'extérieur vers l'intérieur et le changement de phase de certains HAPs (passage de la phase particulaire à la phase vapeur). Cette étude est intéressante car de nombreux échantillons ont été collectés sur des sites représentatifs de situations urbaines contrastées. Des outils analytiques, statistiques et d'évaluation des sources et des risques ont été utilisés afin de confirmer les différentes hypothèses et observations issues des analyses.

La campagne aurait néanmoins pu être étendue dans le temps afin de comparer la saisonnalité des niveaux de contaminations en HAPs.

Concernant la stratégie de prélèvement, il aurait pu être plus intéressant de collecter les phases gazeuse et particulaire simultanément plutôt que séparément, ceci afin d'être sûr que la phase gazeuse ne soit pas surestimée par un prélèvement de fines particules sur la résine.

**Source :** Krubly, E. et al. (2014) Characterisation of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment*, 82, 298-306.

**Article analysé par :** Maurice MILLET, Université de Strasbourg ; mmillet@unistra.fr

## Concentrations environnementales et expositions

### Retardateurs de flamme organophosphatés dans les poussières de logements japonais : détection et évaluation de leur ingestion.

Les organophosphatés sont utilisés comme plastifiants et de plus en plus, en tant que retardateurs de flamme comme alternative aux polybromodiphényléthers. Ainsi les tributyl phosphate (TNBP, n°CAS 126-73-8), tris(2-chloroethyl) phosphate (TCEP, 115-96-8), tris(2-chloro-iso-propyl) phosphate (TCIPP, 6145-73-9), tris(1,3-dichloro-2-propyl) phosphate (TDCIPP, 13674-87-8), et triphényl phosphate (TPHP, 115-86-6) sont utilisés comme retardateurs de flamme dans les mousses polyuréthane, les résines, le PVC et les textiles. Les triméthyl phosphate (TMP, 512-56-1) et triéthylphosphate (TEP, 78-40-0) sont utilisés comme retardateurs de flamme dans les polymères rigides. TNBP, TPHP, et le tricrésyl phosphate (TMPP, 1330-78-5) sont aussi utilisés comme lubrifiants, et le tris(2-butoxyethyl) phosphate (TBOEP, 78-51-3) est souvent utilisé dans les cires et comme plastifiants. L'objectif de cette étude est d'évaluer les concentrations en retardateurs de flamme organophosphatés (RFO) dans les poussières au sol et celles déposées sur d'autres surfaces, pour des logements d'enfants au Japon, puis d'estimer les doses ingérées via les poussières par ces enfants.

128 logements de la région de Sapporo, au Japon, ont été investigués en 2009. L'investigation comprenait un recueil d'information sur le logement, ainsi que des mesurages environnementaux.

Les informations recueillies comprenaient la structure et l'âge du logement, sa ventilation, les matériaux des revêtements de sol et la fréquence du nettoyage. Les mesurages environnementaux étaient effectués dans la pièce de vie et comprenaient la température, l'humidité relative et la mesure des concentrations en RFO dans les poussières. Les prélèvements de poussière concernaient la poussière au sol et la poussière des surfaces. La poussière au sol était collectée en aspirant pendant 2 minutes/m<sup>2</sup> le sol de la pièce de vie ainsi que les objets jusque 35 cm de hauteur. La poussière des surfaces était collectée avec un aspirateur de même puissance sur les objets à plus de 35 cm de hauteur comme les rideaux, fenêtres, meubles et appareils électriques. Les concentrations ont été déterminées par chromatographie gazeuse et spectrométrie de masse pour 48 poussières au sol et 128 poussières de surface. Pour ces dernières, les limites de détection de celles dosées en 2010 (n=48) étaient plus basses que celles (n=80) dosées en 2009. Les deux groupes ont été comparés. Les valeurs inférieures à la LD ont été remplacées par LD/2.

Les associations entre concentrations et caractéristiques des logements ont été évaluées par test U de Mann-Whitney ; celles entre les concentrations au sol et de surface, ainsi que celles entre concentrations et variables continues ont été évaluées avec le test de Spearman.

Pour chaque composé, la dose ingérée a été calculée à partir : des concentrations médianes et des centiles 95, du poids corporel et d'un taux de poussière ingérée de 41 mg/j pour les nourrissons et 15 mg/j pour les enfants, calculé (Wilson 2013) à partir du transfert du sol ou des surfaces vers les mains, de la surface des mains, de la fréquence des contacts main-bouche, du budget espace-temps ainsi que d'un facteur d'extraction par la salive. Elle a ensuite été comparée à une dose de référence par ingestion (Hartmann 2004).

85% des logements avaient des sols en bois, 64% des tapis et 8% des moquettes. 88% avaient des murs en PVC. Les concentrations déterminées en 2009 et 2010 étaient statistiquement différentes et en conséquence les plus anciennes, avec une LD plus élevée, ont été exclues du reste de l'étude. TBOEP, TCIPP ont été détectés dans plus de 50% des échantillons de poussière au sol, TNBP, TCEP, TDCIPP and TEHP dans moins de 50%, tandis que TPHP, TMP et TMPP n'ont pas été détectés. TBOEP, TCIPP, TPHP, TCEP, et TNBP étaient détectés dans plus de 50% des échantillons des poussières de surface, tandis que TMP et TMPP avaient une concentration inférieure à la LD. TBOEP était le plus concentré avec une concentration médiane d'une trentaine de µg/g tant au sol qu'en surface. Parmi ceux détectés à plus de 50%, une corrélation entre concentration au sol et en surface a été observée pour TCIPP (r=0,89) et TBOEP (r=0,63) mais pas pour TPHP. Les taux de détection supérieurs dans la poussière de surface pourraient être liés à une moindre fréquence de nettoyage ou à une présence accrue dans les matériaux de construction ou produits de consommation.

TBOEP était plus abondant sur les sols en bois, en cohérence avec ses utilisations comme produit de finition. TCEP était plus abondant en cas de moquette ou PVC au sol. TBOEP était plus concentré dans les logements récents ou récemment rénovés, à l'inverse du TCEP, en cours de substitution. TBOEP était plus abondant lorsque la fréquence de nettoyage était moindre.

Les doses ingérées étaient inférieures de plusieurs ordres de grandeur à leurs doses de référence.<sup>1</sup>

(1) Les doses de références utilisées sont présentées dans la publication source. Elles découlent de NOAEL ou de LOAEL avec des facteurs de sécurité (voir les études précédentes : Ali et al., 2012b Occurrence of alternative flame retardants in indoor dust from New Zealand: Indoor sources and human exposure assessment et Hartmann et al., 2004. Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor air)

deux types de poussière : celles, classiquement étudiées, déposées au sol mais aussi celles déposées sur les surfaces. Malheureusement, on ne connaît, de l'aveu des auteurs, pas la granulométrie des poussières analysées. Il est ainsi difficile de se prononcer sur la représentativité des poussières prélevées par rapport à celles susceptibles d'être ingérées par les enfants. Or il peut y avoir des différences importantes de concentration selon la taille des particules, et selon le processus d'incorporation de la substance dans la poussière. Cette absence de connaissance de la granulométrie de la poussière analysée limite la portée des comparaisons à d'autres études mais aussi celle du calcul de la dose d'exposition et de sa comparaison avec une valeur toxicologique de référence. Celle-ci était de toute façon limitée compte tenu de l'ancienneté des données toxicologiques utilisées. Cette étude demeure cependant utile pour de futurs travaux sur ces composés de nouveau d'actualité.

**Source :** Tajima, S., Araki, A., Kawai, T., Tsuboi, T., Bamai, Y. A., Yoshioka, E. & Kishi, R. (2014). Detection and intake assessment of organophosphate flame retardants in house dust in Japanese dwellings. *Science of The Total Environment*, 478, 190-199.

**Article analysé par :** Philippe Glorennec, École des Hautes Études en Santé Publique, Inserm UMR1085 Institut de Recherche sur la Santé, l'Environnement et le Travail. Philippe.Glorennec@ehesp.fr



## Concentrations environnementales et expositions

### Qualité de l'air intérieur dans des crèches à Porto : évaluation des concentrations en particules

Des mesures de concentrations en particules ont été effectuées dans des crèches situées à proximité de routes à fort trafic automobile, à Porto au Portugal.

La réalisation de cette étude s'inscrit dans le cadre de la prise de conscience toujours plus grande, dans de nombreux pays, de l'importance d'une bonne qualité d'air intérieur.

C'est d'autant plus important pour les enfants qui passent une bonne partie de leur temps quotidien, en crèche pour les plus jeunes ou à l'école pour les plus grands, où la densité de population élevée et des conditions de ventilation souvent pauvres rendent inévitable l'exposition à un air intérieur pollué (impact négatif sur la santé et les performances).

Les mesures ont été effectuées dans 3 crèches (appelées N\_URB1, N\_URB2 et N\_URB3) situées à proximité de routes à fort trafic automobile. Dans la crèche N\_URB1, pendant les mesures, le chauffage était assuré soit par des radiateurs électriques, soit par des chauffages au pétrole, soit par des appareils de conditionnement d'air. La ventilation est naturelle, avec les fenêtres presque toujours fermées mais une ouverture des portes des salles sur les couloirs. Dans la crèche N\_URB2, des radiateurs électriques ont été rarement utilisés pendant les mesures.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'intérêt de cet article est de porter sur les retardateurs de flamme organophosphatés dans les poussières de logements. Le regain d'intérêt pour ces composés est justifié par leur utilisation comme alternative aux retardateurs de flamme bromés, ce que semble confirmer cette étude avec des taux de détection globalement plus élevés dans les logements récents.

Un point très intéressant et très original est la collecte de

Là aussi il s'agit de ventilation naturelle et les portes des salles sont régulièrement ouvertes sur une aire de jeu extérieur. Enfin, pour la crèche N\_URB3, il n'y a pas d'information sur le chauffage des salles ni sur les conditions de ventilation qui sont naturelles comme dans les 2 autres crèches. Il y a une cantine dans chacune des 3 crèches avec une cuisine (gaz) pour préparation des repas dans les crèches N\_URB1 et N\_URB2 ; dans la crèche N\_URB3 les repas sont préparés à l'extérieur et livrés. Un nettoyage journalier des crèches est pratiqué, avec différentes habitudes selon les crèches (en cours ou en fin de journée).

Les mesures (pendant 2 à 9 jours selon les crèches, en semaine et le week-end, entre février et juin 2013) ont été effectuées dans 4 salles de la crèche N\_URB1, 3 salles de la crèche N\_URB2, 2 salles de la crèche N\_URB3 et dans les cantines des 3 crèches. Les concentrations en particules (PM1, PM2,5, PM10 et PMtotal) ont été mesurées en continu avec un analyseur TSI DustTrack DRX 8534.

Pour les concentrations extérieures en PM10, ont été considérées les valeurs fournies par une station de mesures de la qualité de l'air extérieur proche des crèches.

Les résultats des mesures de concentrations en particules sont exprimés en moyenne horaire (calculs effectués à partir des résultats de mesures en continu).

En semaine, les résultats montrent des pics de concentrations en particules qui augmentent au début de la période d'occupation et diminuent après la fin de la période d'occupation. Le week-end et pendant les périodes non occupées de la semaine, les concentrations en particules évoluent peu au cours du temps et il n'y a pas de pics de concentrations observés.

Sur l'ensemble des crèches, les concentrations moyennes en PM1, PM2,5, PM10 et PMtotal étaient comprises, respectivement, entre 18 et 48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 18 et 49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 22 et 57  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 32 et 86  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les valeurs minimums étaient de l'ordre de 2 à 13 (PM1), 3 à 14 (PM2,5), 3 à 19 (PM10) et 3 à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et les valeurs maximums étaient de l'ordre de 45 à 120 (PM1), 46 à 158 (PM2,5), 71 à 318 (PM10) et 86 à 605  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les valeurs limites de l'OMS (25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les PM2,5 et 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les PM10 sur 24 heures) étaient très souvent dépassées pour les PM2,5 et de manière plus épisodique pour les PM10.

En période d'occupation, dans toutes les salles des 3 crèches, le rapport des concentrations intérieures sur extérieures (rapport I/O) pour les PM10 était supérieur à 1 (valeurs comprises entre 1,96 et 13,96), signifiant que l'air est plus pollué à l'intérieur qu'à l'extérieur. Les valeurs étaient comprises entre 1,06 et 2,65 le week-end.

Les concentrations en particules sont influencées par de nombreux paramètres : occupation des salles, activités, ouverture des portes et fenêtres, cuisine, nettoyage, etc. Ainsi les auteurs notent que dans la crèche N\_URB1, la concentration en particules est la plus élevée dans une salle à forte densité et où les portes donnant sur le couloir sont rarement ouvertes (faible renouvellement d'air), et elle est la plus faible dans une salle sous-occupée.

Dans la crèche N\_URB2, les concentrations en PM1 et PM2,5 sont les plus élevées dans la cantine, du fait de la proximité de la cuisine et des sources polluantes associées. Dans la crèche N\_URB3, les profils de concentrations en particules dans la cantine sont différents de ceux des 2 autres crèches du fait de l'absence de cuisine.

Comme le rapport I/O pour les PM10 était toujours supérieur à 1, les auteurs affirment que la qualité de l'air extérieur a peu d'impact sur la qualité de l'air intérieur (sur la base des PM10) et que celle-ci est principalement influencée par les sources intérieures et les phénomènes de remise en suspension des particules.

Les auteurs affirment que les concentrations en particules à l'intérieur des crèches pourraient être abaissées en améliorant leur ventilation et en effectuant leur nettoyage après les périodes d'occupation.

### Commentaires et conclusion du lecteur

La réalisation de mesures en continu est adaptée aux situations d'occupation intermittente de locaux, comme dans les crèches, pour mettre en évidence l'intensité variable des sources de pollution. L'article ne précise pas à quels endroits des salles ont été effectuées les mesures de concentrations en particules.

Le renouvellement d'air des salles n'a pas été mesuré, ce qui est dommage car la connaissance de ce paramètre aurait permis de valider certaines analyses de résultats. Des mesures de concentrations en CO2, plus simples à effectuer que des mesures de renouvellement d'air, auraient permis de donner des indications sur le confinement des salles étudiées.

Les valeurs de concentrations en particules sont bien plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur, ce qui n'est pas surprenant compte tenu de la densité de population et du faible renouvellement d'air probable (pas de systèmes de ventilation mécanique). L'installation d'un système de ventilation mécanique avec, encore mieux, filtration de l'air entrant, permettrait d'améliorer ces situations. Cela n'empêcherait pas la génération de particules à l'intérieur mais celles-ci pourraient être plus facilement diluées et évacuées à l'extérieur. L'utilisation d'épurateurs d'air autonomes est également une piste pour le traitement des particules les plus grosses (diamètre supérieur à quelques microns) dont l'origine est généralement uniquement intérieure.

**Source** : P.T.B.S. BRANCO, M.C.M. ALVIM-FERRAZ, F.G. MARTINS, S.I.V. SOUSA, Indoor air quality in urban nurseries at Porto city: Particulate matter assessment, Atmospheric Environment, 84, p. 133-143, 2014

**Article analysé par** : Alain GINESTET, CETIAT ; alain.ginestet@cetiat.fr



## Concentrations environnementales et expositions

### Réactivité de l'ozone dans l'air d'une salle de classe en lien avec l'occupation

La réactivité de l'ozone dans les bâtiments a été largement étudiée, que cela soit avec les surfaces ou bien en phase gazeuse avec les composés de la famille chimique des terpènes. Parmi les surfaces concernées, on inclut la peau humaine car elle contient, dans la couche lipidique de surface, des acides gras insaturés qui peuvent réagir avec l'ozone. Afin de mieux caractériser le potentiel d'abattement des concentrations intérieures en ozone par la simple présence humaine, Fischer et al. ont étudié l'évolution de ces concentrations dans une salle de classe en lien avec l'occupation de la pièce.

La classe étudiée était située dans une école suédoise en zone semi-rurale. Elle comptait 24 enfants âgés de 11 ans et leur professeur. Elle était équipée d'un système mécanique de ventilation double flux sans balayage, en fonctionnement de 7h15 à 16h00. La concentration en ozone était mesurée en continu, sur un pas de temps d'une minute, dans le conduit d'extraction d'air, par absorption UV. Les concentrations intérieures en composés organiques volatils ont également été mesurées par prélèvement actif sur tubes Tenax pendant 30 à 60 minutes (débit 100 mL/min ; prélèvement à 1,8 m du sol, 6 fois par jour), ainsi que celles en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) au moyen d'un Q-Trak 8551, en continu sur un pas de temps d'une minute. Le statut d'occupation de la classe était par ailleurs renseigné et vérifié a posteriori avec les enregistrements des concentrations en CO<sub>2</sub>. Les fenêtres sont restées fermées pendant toutes les mesures.

Les concentrations intérieures en ozone tendent globalement à augmenter tout au long de la journée, d'environ 10 ppb en début de matinée à un peu plus de 30 ppb à 15h, soit respectivement environ 20 et 60 µg/m<sup>3</sup>. Les concentrations en composés secondaires issus de la réactivité chimique, notamment en 6-méthyl-5-heptène-2-one (6-MHO) et en 4-oxopentanal (4-OPA) sont au maximum égales à 0,2 et 0,7 ppb respectivement, soit largement en-deçà des seuils d'irritation respiratoire, de 30 à 500 ppb.

Les suivis temporels des concentrations intérieures en ozone et CO<sub>2</sub> montrent une diminution systématique des concentrations en ozone quand celles en CO<sub>2</sub> augmentent. Via une approche par modélisation basée sur la conservation de la masse et la connaissance des types et des surfaces des différents matériaux dans la classe (revêtements et mobilier), les auteurs ont évalué le taux de perte d'ozone pour la classe inoccupée. Puis, des calculs similaires incluant les surfaces corporelles des enfants (1 m<sup>2</sup> par enfant) et de l'enseignant (1,7 m<sup>2</sup>) ont permis aux auteurs de calculer le taux de perte en ozone lié à la présence humaine et la vitesse de dépôt de l'ozone sur la peau. Les profils des concentrations mesurées et modélisées, avec ou sans les occupants, montrent une bonne cohérence. Les calculs permettent aux auteurs de conclure que l'abattement des concentrations intérieures

en ozone est 2,6 fois plus important en présence des occupants que sans, montrant ainsi que les réactions avec la surface corporelle humaine contribuent plus à la destruction de l'ozone en intérieur que celles avec les surfaces des revêtements et du mobilier.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude est novatrice puisque c'est la première à s'intéresser à la réactivité entre l'ozone et la présence humaine en situation réelle, les précédentes études ayant été menées en conditions contrôlées. Deux points interpellent néanmoins. D'une part, les concentrations intérieures en ozone paraissent élevées. Elles sont de l'ordre de grandeur des concentrations habituellement mesurées en extérieur en fond urbain, et l'on sait que les concentrations intérieures en ozone sont généralement plus faibles que dans l'air ambiant, d'autant que la classe étudiée est équipée d'une ventilation mécanique double-flux (qui favorise l'abattement) et que les fenêtres n'ont pas été ouvertes pendant les mesures. Les auteurs n'ont pas précisé la saison à laquelle les mesures ont été réalisées, ni n'ont mesuré l'ozone à l'extérieur du bâtiment. D'autre part, dans le modèle, la surface corporelle totale de chaque occupant est considérée, sans tenir compte du fait qu'elle peut être couverte en partie par les vêtements et chaussures. Cette étude fournit néanmoins des éléments de connaissance supplémentaires sur la réactivité chimique des polluants de l'air intérieur et appelle à la poursuite des études sur les interactions avec la peau.

**Source :** Fischer A, Ljungström E, Langer S (2013) Ozone removal by occupants in a classroom. *Atmospheric Environment* 81: 11-17.

**Article analysé par :** Corinne MANDIN, Centre scientifique et technique du bâtiment – CSTB ; corinne.mandin@cstb.fr



## Concentrations environnementales et expositions

### Les substances psychotropes dans les environnements intérieurs.

Si l'actualité scientifique a porté l'accent sur la présence de substances à activité médicamenteuse dans l'eau, de nicotine dans des environnements intérieurs et de caféine, cocaïne et cannabis dans les environnements extérieurs, peu de publications font état de la contamination du milieu intérieur par des substances psychotropes (PS) illicites (cocaïne, cannabinoïdes...), dont l'usage domestique peut avoir des conséquences délétères pour la santé. Cela est en partie lié à des raisons d'ordre méthodologique et éthique.

Les auteurs ont choisi de déterminer en environnement intérieur et extérieur dans la ville de Rome les concentrations en caféine, nicotine, CBD (Cannabidiol), THC (deltat-9 Tétrahydrocannabinol) et en CBL (Cannabinol). Ces trois derniers sont considérés comme marqueurs de l'exposition aux cannabinoïdes (CBs).

Pour cela, les auteurs ont sélectionné en centre-ville des environnements intérieurs aussi divers que : des écoles (n=3), des habitations (n=4) toutes situées au second étage d'immeubles et un bureau. Les mesures ont eu lieu de fin 2011 à mi 2012 et concernaient uniquement les particules.

Trois périodes de mesure de la contamination intérieure ont été appliquées : deux en hiver 2011-12 et une au printemps ou en été 2012. Les lieux de prélèvement d'air étaient sélectionnés de façon à éviter des sources de forte évaporation (proximité de chauffages), de moindre isolation (proximité des fenêtres), de gêne pour les occupants (centre des salons dans les appartements, paliers à mi-étage dans les écoles, cours des écoles et balcons situés en face des environnements intérieurs pour les prélèvements extérieurs). Des facteurs contingents (présence de fumeurs dans les habitations, niveau de ventilation et de trafic automobile) ont été rapportés.

Les dosages de PS et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été effectués par chromatographie gazeuse et spectrométrie de masse (GC-MS) sur des prélèvements de particules PM<sub>2,5</sub> collectées dans des conditions spécifiquement adaptées pour l'environnement intérieur (échantillonnage séquentiel développé pour le projet « Life and EXPAH Project ») et des conditions plus classiques pour l'environnement extérieur (collecte sur filtres PTFE sans interférence pendant 24h ; 3 fois 5 jours d'affilée).

Les résultats s'expriment en µg/m<sup>3</sup> pour les particules, et en ng/m<sup>3</sup> pour les PS et les HAPs. Pour ce qui concerne les résultats obtenus pour l'air extérieur, ceux-ci ont été comparés aux données du réseau régional de suivi de la pollution de l'air (ARPA Lazio).

Les niveaux de quantification (LOQ) étaient faibles : en ng/m<sup>3</sup> :  
- pour la caféine et la cocaïne : respectivement égales à 0,005 et 0,004  
- pour la nicotine : 0,018  
- pour le CBD et le CBL : respectivement égales à 0,024 et 0,029  
- pour le THC : 0,016

Dans tous les secteurs étudiés dans la ville de Rome, les concentrations tant en HAPs qu'en PS licites et illicites ont été supérieures à la limite de quantification en environnement intérieur, y compris pour la nicotine alors que le tabac est déjà interdit dans les bureaux.

Logiquement, l'habitat de vie de fumeurs était plus contaminé en nicotine que les 3 autres (en été : 268 ng/m<sup>3</sup> en air intérieur et 65 ng/m<sup>3</sup> en air extérieur en nicotine). C'est également l'endroit où la pollution par tous les PS a été la plus importante : en particulier la concentration en CBs en hiver a été de 13,8 (avec une déviation standard de +/- 13,0 ng/m<sup>3</sup> et donc de forte incertitude sur le résultat), soit 10 fois plus élevée que celle des autres sites de mesure.

Les auteurs considèrent chaque résultat de site séparément. De l'ensemble des résultats, il leur est seulement possible de conclure que ceux-ci illustrent une grande variabilité entre sites, périodes (rapports entre concentrations en hiver et aux belles saisons), lieux de prélèvements (extérieurs vs intérieurs) sans explication directement accessible.

Il n'est pas non plus possible d'expliquer pourquoi l'ensemble des mesures dans l'air extérieur atteint des niveaux supérieurs à ceux déterminés par les stations du réseau régional. Ils concluent que des études supplémentaires permettraient de donner une image sans doute plus représentative de la situation globale à Rome. Ils émettent également l'hypothèse d'une origine environnementale (air extérieur) de la contamination intérieure. Enfin, ils ne peuvent répondre aux questions concernant le « cycle » des PS dans l'environnement intérieur (transformations, dépôts, changement de phase gaz/particules etc...).

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude diligentée par des membres du « National Research Council » d'Italie se place en droite ligne des travaux effectués par cette même équipe de chercheurs italiens ainsi que par des chercheurs espagnols ( M.Viana, X. Querol...), en majorité chimistes travaillant sur la détection de principes actifs dans l'air (après, pour certains, avoir travaillé sur l'eau) depuis les années 2010.

Elle a pour originalité de chercher à comparer la nature et le niveau de la contamination en substances psychotropes licites et illicites dans différents sites (bureau, écoles, habitations de particuliers) du centre-ville de leur capitale, en les considérant au même titre que des polluants tels les hydrocarbures aromatiques polycycliques. De plus, ils couplent ces mesures avec celles de l'environnement extérieur, ce qui est plus rarement entrepris, et comparent les niveaux ainsi mesurés à ceux déterminés par le centre régional de suivi de la pollution atmosphérique.

Même si certains facteurs de confusion ont bien été pris en compte, les résultats restent difficiles à exploiter car très divers et sans corrélation évidente. Sans doute l'effectif lui-même limité (un seul bureau, quatre écoles et quatre appartements) ne permet-il que de donner un « état des lieux » descriptif et limite la portée en termes de généralisation des comportements. Néanmoins, les variations saisonnières existent plus ou moins marquées suivant le polluant et le lieu de mesure : il paraît plausible que la consommation de café, de tabac puisse selon les individus varier en fonction du climat. Aussi, sans bien entendu pouvoir généraliser, cette étude pose la question de la tentation chez certains fumeurs de faire parfois appel à des substances psychotropes actuellement illicites comme les alcaloïdes du cannabis, en particulier en période hivernale. Enfin, la quantification possible de Cannabinoïdes dans l'air extérieur et intérieur des écoles abritant des enfants entre 6 et 14 ans à des concentrations hivernales du même ordre que celles relevées dans l'habitation occupée par des fumeurs (de tabac), laisse à penser que cet usage est sans doute à cerner de plus près. Usage à cerner tant sur l'aspect analytique que sur celui des répercussions sur la santé des jeunes populations exposées. Qu'il s'agisse des effets potentiels (exposition par inhalation « passive » jusque-là considérée comme sans effet) ou de la détection et du suivi de la consommation de substances illicites par une frange sensible de la population.



**Source** : référence de l'article analysé : Angelo Cecinato, Paola Romagnoli, Mattia Perilli, Claudia Patriarca, Catia Balducci. *Environment International*, 71(2014)88-93.

**Article analysé par** : Nom, Affiliation ; email : Pr ENRIQUEZ Brigitte, Ecole nationale vétérinaire d'Alfort ; benriquez@vet-alfort.fr



## Risque et impact sur la santé

### Qualité de l'air des salles de classe et santé.

Cet article rapporte les résultats d'une enquête épidémiologique effectuée auprès des enfants fréquentant les écoles élémentaires de Coimbra au Portugal. L'objectif était de rechercher une éventuelle corrélation entre la pollution chimique des salles de classe et l'état de santé, respiratoire et général, des enfants.

1019 enfants appartenant à 81 classes de CP (moyenne d'âge de 6,2 ans) et CM1 (moyenne d'âge de 9,2 ans) de 51 écoles élémentaires de la ville ont été sélectionnées, à raison d'une école par paroisse.

Le protocole a comporté des mesurages et un questionnaire relatif aux données socio-démographiques, à l'environnement domestique de l'enfant et à son état de santé. Les mesurages ont été réalisés à 2 reprises dans chacune des classes, d'une part en automne ou hiver, d'autre part au printemps ou en été. Les polluants mesurés ont été : le CO, le CO<sub>2</sub>, l'ozone (O<sub>3</sub>), le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub>, les composés organiques totaux, le formaldéhyde et les poussières fines, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>. Pour l'analyse des résultats, ont été considérées comme polluées les écoles dont la concentration aérienne en CO<sub>2</sub> était supérieure à 984 ppm.

Globalement, les niveaux de polluants chimiques sont en deçà des valeurs recommandées, bien qu'elles soient plus élevées en automne/hiver par rapport au prélèvement fait au printemps/été. Les auteurs ne trouvent aucune corrélation entre le niveau de pollution par le CO<sub>2</sub> et les variables de santé.

Le seul polluant dont le taux dépasse les valeurs guides est le CO<sub>2</sub>, reflet du taux de renouvellement de l'air de la salle de classe. C'est aussi le seul polluant qui est corrélé avec un paramètre sanitaire, à savoir le degré de vigilance de l'enfant. Les enfants soumis à un taux excessif de CO<sub>2</sub> (supérieur à 984 ppm) ont un risque relatif de somnolence statistiquement significatif de 2,14. A noter que les auteurs n'ont pas analysé les relations entre la concentration des autres produits chimiques identifiés dans les salles de classe et l'état de santé des enfants.

Les auteurs rappellent dans le chapitre « Discussion » certaines études de la littérature relatives à la pollution de l'air dans les salles de classe. Ils ne relèvent qu'une seule étude mettant en évidence un lien avec la santé respiratoire. Ils font aussi mention d'études relatives aux conséquences du tabagisme passif sur la santé respiratoire des enfants, bien que la présente étude n'ait pas mis en évidence de telles associations.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude épidémiologique a comporté un grand nombre de mesurages des paramètres climatiques et des polluants chimiques dans les salles de classe. Le résultat mis en exergue par les auteurs est représenté par un niveau élevé de CO<sub>2</sub>, qui traduit un renouvellement insuffisant de l'air des salles de classe et se trouve corrélé à la présence de somnolence chez les enfants.

Ce risque est qualifié par les auteurs de « risque sanitaire considérable », ce qui paraît excessif. On peut regretter que les auteurs aient limité leur analyse à la comparaison de classe polluées et moins polluées, cette distinction étant uniquement basée sur la mesure du CO<sub>2</sub>. On sait en effet que cet indicateur ne peut se substituer à la mesure des différents aérocontaminants. Il aurait été intéressant de comparer la prévalence des symptômes en fonction de la concentration de ces aérocontaminants. L'analyse de la littérature est centrée sur les études brésiliennes et portugaises. Les auteurs auraient pu faire mention des autres articles listés ci-dessous qui apportent une vision plus complète du sujet.

**Source** : Conceição Ferreira AM, Cardoso M. Indoor air quality and health in schools. *J Bras Pneumol* 2014; 40 (3): 259-268

**Article analysé par** : Denis Charpin, Clinique des bronches, allergie et sommeil, hôpital Nord, Marseille et Aix Marseille Université ; denis-andre.charpin@ap-hm.fr

#### Autres articles d'intérêt :

- Simoni M et al. *School air quality related to dry cough, rhinitis and nasal patency in children.* (2010). *Eur Resp J* 35(4): 742-9

- Annesi-Maesano I et al. (2013). *Indoor air quality and sources in schools and related health effects.* *J Toxicol Environ Health* 16(8): 491-550

- Chan WR et al. (2015). *Estimated effect of ventilation and filtration on chronic health risks in US offices, schools, and retail stores.* *Indoor Air Jan 30 [pub ahead of print]*



## Gestion Technique / Divers

### Potentiel de résistance au radon du béton fait de ciment portland ordinaire mélangé avec des cendres de balles de riz.

En Inde, la balle de riz est un déchet agricole très répandu. Désormais, son application dans le secteur du bâti est courante, notamment dans les bétons pour augmenter leur résistance à la pénétration du radon par diffusion. L'étude présentée est expérimentale à l'échelle du laboratoire et réalisée sur des échantillons de 7,1x7,1x7.1 cm<sup>3</sup> pour les tests mécaniques et de 12.5x12.5x2.3 cm<sup>3</sup> pour les tests de résistance au radon.

La première étape de cette étude était l'obtention des cendres de balle de riz. L'analyse par DRX des cendres a permis aux auteurs de déterminer la température et la durée

optimale de combustion pour obtenir le contenu maximal de silicium amorphe de ces cendres, qui contribue à la diminution de transfert de radon. Par la suite, une analyse par FRX (fluorescence à rayon X) de la composition chimique des mélanges obtenus (à 700°C pendant 60 minutes), a permis de chiffrer le contenu en oxydes des mélanges étudiés. Des tests de porosité (à l'aide de la norme américaine ASTM C39) ont été menés également, car cette caractéristique influe directement sur la résistance du béton au transfert de radon. Deux séries de tests, une pour déterminer le taux d'exhalation de radon et l'autre pour déterminer les caractéristiques de diffusion du radon dans le béton (coefficient de diffusion et longueur effective de diffusion) ont été présentées. Pour les deux séries, un dispositif spécial a été conçu à l'échelle du laboratoire.

Pour ne pas nuire à la résistance mécanique du béton, le taux d'ajout des cendres de balle de riz au mélange ciment/sable/eau doit être strictement contrôlé. Après des tests normalisés (ASTM C39), il s'est avéré que la résistance mécanique augmente avec une quantité faible de cendre ajoutée pour redescendre ensuite. Cela reflète la présence de la réaction entre le SiO<sub>2</sub> des cendres et le Ca(OH)<sub>2</sub> du mélange cimentaire qui donne les silicates de calcium hydratés, majoritairement responsable de la rigidité du béton. Ce mécanisme permet de diminuer la porosité du mélange et entraîne la diminution de la diffusivité du radon. Le taux de remplacement du ciment par ces cendres atteint un optimum vers 30% du point de vue diffusion. Au-delà de ce taux, la diffusion du radon augmente à nouveau (coefficient et longueur de diffusion). Une diminution jusqu'à 69% du coefficient de diffusion en comparaison du béton témoin a été observée.

Au-delà de 700°C lors de la combustion, la présence des silicates cristallins devient importante. Les auteurs déconseillent donc de dépasser cette température pour optimiser la résistance du béton au radon. La résistance mécanique du béton augmente jusqu'à 30% du poids de ciment remplacé par les cendres de balle de riz. Le relargage du radon des bétons de mélange cendres-ciment portland est inférieur au béton témoin (sans cendre). Le remplacement du ciment jusqu'à 30% par le cendre de balle de riz est donc recommandé par les auteurs pour diminuer la quantité de radon traversant ce matériau.

domaine. D'après leur analyse, les cendres de balle de riz semblent être un bon moyen de diminuer la pollution de radon dans l'habitation à condition de maîtriser son application. Les questions de coût de cette technique n'ont pas été traitées. Cela donne l'impression que son utilisation ailleurs qu'en Inde (où la matière première n'est pas abondante), n'est pas intéressante économiquement.

**Source :** R.P. Chauhan; Amit Kumar : Radon resistant potential of concrete manufactured using Ordinary Portland Cement blended with rice husk ash, Atmospheric Environment, 81 (2013) 413-420.

**Article analysé par :** BEJAT Timea, CEA LITEN DTS ; timea.bejat@cea.fr

## News

### L'atelier de l'OQAI

Sur le thème de la contamination des logements français par les composés organiques semi-volatils (pesticides, phtalates, retardateurs de flamme, etc.), a eu lieu le **11 juin 2015, de 17h à 19h au CSTB - Paris**

Les présentations sont téléchargeables sur : <http://www.oqai.fr/ModernHomePage.aspx>

### L'APPA lance son programme de formations consacrées à la qualité de l'air intérieur 2015 !

L'APPA, la Mutualité Française Nord - Pas de calais et les 4 réseaux de périnatalité vous proposent cette année encore des sessions de formation « Femmes Enceintes, Environnement et Santé : les toxiques présents dans l'air intérieur, l'alimentation et les cosmétiques ».

Les objectifs de ces sessions sont d'améliorer les connaissances des professionnels de la périnatalité sur le lien existant entre l'environnement et la santé de la femme enceinte mais également de leur permettre de relayer les informations reçues aux femmes enceintes.

[http://projetfees.fr/doc/professionnels/Formations\\_FEES\\_2015.pdf](http://projetfees.fr/doc/professionnels/Formations_FEES_2015.pdf)

### Premier état de la qualité de l'air intérieur et du confort dans des bâtiments performants en énergie

Lors de la 5ème édition des « Défis Bâtiment Santé » le 2 juin 2015, l'OQAI a rendu public les premiers résultats de son programme « Bâtiments performants en énergie ».

<http://www.defisbatimentsante.fr/>

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'étude décrit très en détails chaque phase de l'expérimentation, à partir de la fabrication des cendres jusqu'à l'étude de diffusion et d'exhalation de radon. C'est un point très positif. Le manque d'analyse concernant l'effet de l'humidité et le contenu en Radium est important, comme les auteurs le soulignent eux-mêmes. Les questions d'humidité mériteraient une analyse à part entière, car ce paramètre modifie la résistance du béton aux attaques venant du sol (source du radon). Ce point pénalise l'analyse. Néanmoins, l'article positionne bien les résultats obtenus par rapport à la littérature, et donne ainsi une image globale de ce qui se fait en ce moment dans ce

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

**Directeur de la publication :** Raymond Cointe

**Directeur de la rédaction :** Philippe Hubert

**Comité de rédaction :** O. Ramalho, M-A. Kerautret, H. Baysson, E. Revelat, C. Nicollet, L. Mosqueron, V. Nedellec, I. Annesi-Maesano, S. Boualla, G. Boulanger, M.T. Guillam, G. Guillosou, M. Keirsbulck, M. Millet, C. Segala, C. Schadkowski, L. Le Coq, R. Robichon, C. Marchand, J. Dalvai.

**Maquette :** Patrick Bodu

**Mise en page :** Adeline Catin

**Coordination et contact :** Julien Dalvai - [julien.dalvai@ineris.fr](mailto:julien.dalvai@ineris.fr)

ISSN1760-5407

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 nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, 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 :** [julien.dalvai@ineris.fr](mailto:julien.dalvai@ineris.fr)

**ou inscrivez vous à partir du site internet :**

<http://rsein.ineris.fr/bullinfo/abonnement.html>