

## Edito

### Epuration de l'air intérieur par photocatalyse : opportunité ou menace ?

*synthèse de l'atelier photocatalyse du 25 juin 2012*

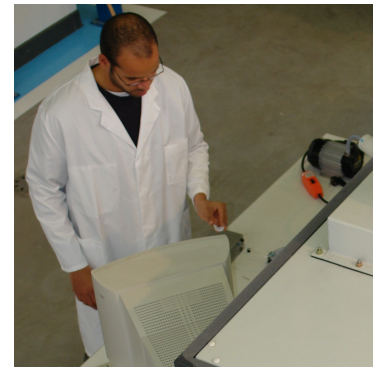
Dans le cadre de ses missions, l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur organise périodiquement une synthèse des connaissances sur un sujet pour lequel des controverses existent, ou tout au moins qui mérite qu'un état des lieux sur les connaissances scientifiques soit posé objectivement. En 2010, l'OQAI s'était ainsi penché sur l'épuration de l'air intérieur par les plantes. Cette année, le thème retenu a également porté sur une technique d'épuration : la photocatalyse, utilisée depuis peu dans les lieux clos après avoir montré son efficacité pour le traitement des effluents industriels. Pour chaque thème, l'expertise s'organise en trois temps : 1) une journée scientifique réunissant les chercheurs du domaine, 2) l'élaboration d'un consensus pour l'établissement d'une synthèse des connaissances et des recommandations de l'OQAI et 3) la restitution publique de ces conclusions lors d'un « atelier de l'OQAI ». Cet éditorial en propose un résumé.

La photocatalyse est une réaction induite par l'action d'un rayonnement (visible ou UV) sur un substrat, le photocatalyseur, généralement du dioxyde de titane ( $TiO_2$ ) sur lequel les polluants à détruire sont préalablement adsorbés. Cette réaction permet de détruire certains polluants de l'air comme les composés organiques volatils. Le processus finalisé produit essentiellement de l'eau et du dioxyde de carbone. Ce procédé agit également sur les polluants d'origine microbienne par le biais de radicaux libres formés lors de la réaction ou lors de l'irradiation par une lampe UVC, qui affecte les cellules vivantes et joue ainsi un rôle bactéricide. Cette double action, à la fois sur la pollution chimique et microbiologique, lui confère de sérieux atouts pour l'épuration de l'air intérieur. Son efficacité dans les environnements clos et son innocuité sont cependant questionnées.

Les solutions photocatalytiques d'épuration de l'air intérieur se répartissent en deux grandes familles de produits : les systèmes dynamiques (autonomes ou bien intégrés au système de ventilation

quand celui-ci prévoit une insufflation d'air dans le bâtiment) et les matériaux photo-actifs (peintures, papiers peints, dalles céramiques, etc.). S'agissant des systèmes, le débit d'air épuré annoncé par les fabricants à partir de tests en laboratoire n'est pas garanti en espace réel, du fait notamment de la variation de nombreux paramètres influençant les performances : nature et concentration des polluants en présence, nombre de passages de l'air à traiter sur les surfaces actives, température et humidité, etc. De plus, à l'heure où les exigences en matière de performance énergétique sont croissantes, les systèmes intégrés aux réseaux de ventilation induisent une surconsommation d'énergie qui peut s'avérer problématique. Concernant les matériaux photo-actifs, l'ensemble des études menées montre une faible efficacité de leur performance qui est liée au contact limité des polluants avec la surface de ces matériaux du fait de l'aérodynamique intérieure, ainsi qu'à l'insuffisance de rayonnement énergétique dans les espaces clos. Pour l'ensemble des procédés, la diminution progressive de l'action du photocatalyseur dans le temps (encrassement) n'est par ailleurs pas exclue. En effet, contrairement à l'environnement extérieur où le lessivage par la pluie joue un rôle primordial sur la pérennité des performances, il n'y a pas de régénération possible dans les bâtiments.

Si l'efficacité n'est pas démontrée, l'innocuité de ces procédés est également mise en cause. Les réactions de minéralisation incomplètes conduisent à la formation de composés secondaires, pouvant présenter une toxicité supérieure à celle des polluants à traiter. Dans le cas des peintures photo-actives, les radicaux formés par photocatalyse dégradent aussi la matière organique entrant dans



## Sommaire

Métrologie : p 2 ; Concentrations environnementales et expositions : p5 ; Risque et impact sur la santé : p 10 ;  
Gestion technique : p 12 ; News : p 15 ; Manifestations : p15 ; Normalisation / réglementation : p15 ;

*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.*

la composition, ce qui libère des composés carbonylés. Par ailleurs, l'utilisation de  $\text{TiO}_2$  sous forme nanoparticulaire pose question compte tenu de la toxicité des nanoparticules qui pourraient être relarguées en cas d'usure, de perçage ou de ponçage des revêtements photo-actifs.

À l'issue de ce bilan des connaissances, l'OQAI recommande :

- la mise en place de procédures d'évaluation normalisées de l'efficacité et de l'innocuité, à la fois initiales et dans la durée, prenant en compte les conditions réelles, et la certification de tous les systèmes et matériaux avant commercialisation sur la base de ces normes ;
- la poursuite des travaux de recherche et développement pour optimiser les substrats, tant sur le plan de la nature (envisager des alternatives au  $\text{TiO}_2$ ) que de leur structure, et les systèmes pour améliorer l'écoulement d'air à l'intérieur de ceux-ci. Les expérimentations in situ, encore rares à ce jour, sont également à développer.

Enfin, l'OQAI rappelle que l'amélioration de la qualité de l'air intérieur passe avant tout par la maîtrise des sources de pollution introduites dans les bâtiments et par une aération régulière des locaux. Les solutions d'épuration ne peuvent en aucun cas se substituer à ces principes de base.

La prochaine thématique qui sera examinée par l'OQAI n'est pas décidée à ce jour ; n'hésitez pas à nous faire part de vos suggestions !

Corinne Mandin et Séverine Kirchner

Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) /  
Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI)

Le bulletin de synthèse, les actes de la journée scientifique du 2 avril et l'exposé de la restitution publique lors de « l'atelier de l'OQAI » du 25 juin sont téléchargeables sur le site de l'Observatoire : <http://www.oqai.fr>.

## Métrologie

### Méthode multi-résidus pour la détermination de retardateurs de flamme bromés et organophosphates dans des poussières intérieures

Une nouvelle méthode d'analyse a été optimisée pour déterminer simultanément plusieurs retardateurs de flamme (RFs) comme des diphenyles éthers polybromés (PBDEs), des hexabromocyclodécane (HBCDs), des nouveaux retardateurs de flamme bromés (NBFRs) et des esters d'organophosphates (OPFRs) dans des poussières de maison. Cette méthode combine deux précédentes méthodes déjà validées pour les NBFRs et les OPFRs dans le but d'augmenter la gamme des RFs à analyser.

Les interdictions ou restrictions d'usage de certains RFs ont

augmenté l'utilisation de nouvelles substances bromées (NBFRs) et d'ester d'organophosphates (OPFRs). Ces nouveaux retardateurs de flamme bromés comme les (2-éthylhexyl-2,4,5,6-tétra-bromobenzoate) (TBB) ou le bis(2-éthylhexyl-3,4,5,6-tétrabromophthalate) (TPBH) ont été retrouvés dans différents compartiments de l'environnement comme les poussières intérieures mais à des niveaux bien inférieurs aux « anciens retardateurs de flamme bromés ». Les méthodes d'analyse développées pour quantifier sont nombreuses mais peu de méthodes globales existent pour quantifier en même temps les différentes classes de composés. L'objectif de ce travail est donc de proposer une méthode globale pour plusieurs groupes de RFs.

La procédure analytique est divisée en trois étapes distinctes :

- l'extraction aux ultra-sons (3x2 min Vortex/10 min ultrasons) de 75 mg de poussières (trois échantillons provenant de Roumanie, un d'Espagne et huit de Belgique) avec un mélange de n-hexane/acétone (3:1 v/v), centrifugation à 3500 rpm et évaporation sous azote à sec et reprise dans 1 mL de n-hexane ;
- le fractionnement sur Florisil® (500 mg/3 mL) afin d'obtenir deux fractions : F1 (8 mL n-hexane) contenant les PBDEs, le TBB, l'HCDBCO, le BTPDE, le DBDPE et l'HBCD et F2 (10 mL d'acétate d'éthyle) contenant les OPFRs, le TBPH et le HCB. La fraction F1 est ensuite purifiée sur de la silice acidifiée à 44% (10 mL de n-hexane:dichlorométhane ; 1:1, v/v). Après analyse de cette fraction F1 en chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en mode ionisation négative (GC/NCNI-MS), l'extrait est combiné avec celui de la fraction 2, préalablement injecté en GC/ECNI-MS et chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en mode impact électronique (GC/EI-MS) pour y analyser par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) l'hexabromocyclodécane qui se distribue dans les deux fractions lors de l'étape de purification sur Florisil®.
- après l'étape de purification sur cartouches, les extraits sont concentrés sous azote à sec et repris dans 100 µL d'isooctane. L'analyse en chromatographie liquide implique également l'évaporation des deux fractions à sec et reprises dans 100 µL de méthanol.

### Résultats

Le choix des solvants d'élution et l'utilisation des cartouches de Florisil® et de silice acidifiée à 44% provient de précédents résultats. Seuls les volumes d'élution ont été optimisés.

Deux solvants d'extraction ont été testés (2 mL de Dichlorométhane et 2 mL de n-hexane/acétone (3:1 v/v)). Ces deux solvants donnent des résultats comparables et le choix a été arrêté sur le mélange n-hexane/acétone car ce dernier donne une meilleure séparation des poussières et du surnageant après centrifugation. De plus il permet de diminuer les pertes en composés et la variabilité en comparaison au dichlorométhane.

La méthode a pu être validée, la précision a été montrée comme acceptable et la variabilité inter jours est inférieure à 12% (concentration basse) sauf pour 3 composés (DBTPE, TEP, TiBP) et inférieure à 11% sauf pour deux composés (TBP et TiBP ; concentration haute). Les limites de quantification sont comprises entre 0,04 et 50 ng/g sauf pour le TCEP (tris(2-chloroethyl phosphate)) et le TiBP (tri-n-butyl phosphate) pour lesquels, elles sont respectivement de 110 et 370 ng/g.

Une méthode a été développée pour l'analyse simultanée de retardateurs de flamme proscrits et autorisés, dans de très faibles quantités de poussières de maison. Cette méthode utilise une extraction aux ultra-sons et une double étape de purification sur cartouches avant analyse en GC/EI-MS, GC/NI-MS et LC/ESI-MSMS. La méthode est robuste et suffisamment sensible pour la détection de la majorité des composés recherchés. Cette méthode a été appliquée sur des poussières et sur des matériaux de référence NIST SRM 2585. Les résultats obtenus sur ce matériau sont en accord avec ceux annoncés.

### Commentaires et conclusion du lecteur

La méthode proposée associe une utilisation faible de solvants, une faible masse d'échantillon de poussières et un temps d'analyse réduit ce qui a pour effet la diminution des coûts d'analyse. La procédure de préparation des échantillons a été développée de manière à permettre le traitement de 24 à 36 échantillons par jour.

Néanmoins, même s'il est indéniable que la méthode publiée permet de faire un « screening quantitatif » de nombreux retardateurs de flamme bromés sur de faibles quantités de poussières, elle reste relativement complexe car elle associe trois étapes de purification sur cartouches et trois méthodes d'analyses distinctes (GC/EI-MS, GC/NCI-MS et LC/MSMS). Les laboratoires qui auraient à l'utiliser devraient disposer d'automates SPE et d'un équipement analytique conséquent.

Les auteurs parlent d'un temps réduit d'analyse. Au vu des étapes et des méthodes analytiques à utiliser, ce critère ne paraît pas approprié. Il doit y avoir la possibilité de réduire encore les étapes d'une telle méthode en appliquant une seule méthode d'analyse comme la GC/MSMS en EI ou la LC/MSMS ou encore d'optimiser la procédure de purification des extraits.

**Source :** N. Van den Eede, A.C. Dirtu, N. Ali, H. Neels, A. Covaci (2012) Multi-residue method for the determination of brominated and organophosphate flame retardants in indoor dust. *Talanta* 89, 292-300.

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



## Analyse de retardateurs de flamme bromés dans les poussières de logements

L'objectif de cette étude était de développer une méthode robuste pour l'analyse de retardateurs de flamme : décabromodiphényléther (BDE-209), hexabromocyclodécane (HBCD) et tétra-bromobisphénol A (TBBPA) dans les poussières de logements (échantillons provenant d'Allemagne et des Etats-Unis) afin d'en estimer le niveau de contamination. Un couplage chromatographie en phase liquide - détection UV - spectrométrie de masse ionisation par électrospray en tandem (LC-UV-ESI-MS/MS) a été utilisé. En appliquant un étalonnage externe pour le BDE-209, un étalonnage interne pour le TBBPA et des ajouts dosés pour

le HBCD, des limites de détection basses ont été obtenues. A partir des résultats d'analyse des poussières et de données recueillies sur site, l'influence potentielle de certaines caractéristiques du logement sur la contamination a été évaluée. Une corrélation faible entre le nombre d'équipements électriques et le TBBPA a été établie.

Les retardateurs de flamme sont destinés à améliorer la résistance et la tenue au feu des matériaux. De nombreux additifs sont utilisés : les polybromodiphényléthers (PBDE) interdits en Europe depuis 2003, le HBCD dont l'impact sur la santé est encore méconnu, le TBBPA qui peut se dégrader en bisphénol A. Ces molécules semi-volatiles sont principalement émises par le mobilier, les équipements électroniques, les tissus d'ameublement et se retrouvent adsorbées sur les poussières. Dans cette étude, une méthodologie analytique a été développée et les poussières de 26 logements ont été analysées.

Les échantillons de poussières de logements (24 en Allemagne et 2 aux USA) ont été prélevés dans des sacs d'aspirateurs et ont été tamisés (< 63 µm). Après ajout de l'étalon interne TBBPA-d10, 400 mg d'échantillon sont extraits aux ultra-sons successivement par 12 mL d'acétone et de toluène pendant 10 min à 40°C. Après centrifugation, les extraits sont évaporés à sec par évaporateur rotatif puis flux d'argon. Le résidu est repris dans 1 mL de dichlorométhane/n-hexane (1/1) et centrifugé. Un aliquot de 200 µL est purifié sur une colonne GPC Bio-Beads S-X3 éluée par du dichlorométhane/n-hexane (1/1) à 1 mL/min : la fraction 12-22 min est collectée, évaporée à sec et re-diluée dans 200 µL de toluène. Cet extrait est ensuite purifié sur colonne à gel de silice éluée par 6 mL de toluène puis 12 mL de toluène/acétone (8:2 v/v). L'extrait final obtenu est évaporé à sec et repris dans 100 µL de méthanol pour analyse en LC-UV-ESI-MS/MS (cf. ci-dessus).

La méthode analytique a tout d'abord été développée dans le but de simplifier la procédure, limiter les effets de matrice et optimiser la durée. Les résultats d'analyse des poussières de logements sont ensuite présentés. Tous les échantillons contiennent les molécules cibles à des teneurs variant de 260 ng/g à 38 000 ng/g. Les proportions relatives observées, 69% pour le BDE-209, 27% pour le HBCD et 8% pour le TBBPA, correspondent aux volumes d'application de ces substances et à leur liaison plus ou moins forte avec le polymère. Une corrélation a ensuite été recherchée entre la contamination et les caractéristiques des logements renseignées par des questionnaires : seul le taux de TBBPA semble relié au nombre d'équipements électriques. Pour ce composé, une étude japonaise présente des valeurs 5 à 10 fois supérieures à celles mesurées ici, ce qui s'explique par une utilisation 8 fois plus élevée du TBBPA en Asie qu'en Europe. Les poussières étant une

voie d'exposition importante aux retardateurs de flamme, surtout pour les enfants de 1 à 5 ans, les doses d'exposition journalières (poussières ingérées) ont été estimées. En considérant les médianes de concentrations, les valeurs calculées, de l'ordre



du ng/kg par jour, sont 1,45 fois inférieures à celle de l'étude de Johnson-Restrepo et Kannan (2009) qui a servi de base à l'estimation de ces doses d'exposition journalières.

Le couplage HPLC-UV-ESI-MS/MS utilisé et optimisé dans cette étude est une méthode prometteuse pour l'analyse de retardateurs de flamme bromés. Une procédure de purification d'échantillon a été développée ainsi que des méthodes de quantification adaptées aux 3 composés cibles : BDE-209, HCBD et TBBPA. Tous les échantillons analysés étaient contaminés par ces 3 molécules, montrant que les poussières de logement sont une voie importante d'exposition aux retardateurs de flamme, surtout pour les jeunes enfants. Les sources, diffuses, sont difficiles à identifier, de même qu'il semble ne pas y avoir de lien entre l'origine géographique des échantillons et leur niveau de contamination. Ce dernier est plutôt lié à la quantité d'additifs mise en œuvre dans le matériau. Même si les teneurs en retardateurs de flamme bromés sont environ 1 000 fois inférieures aux concentrations de phtalates par exemple, leur substitution par des substances moins toxiques doit être envisagée.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cet article montre l'intérêt de pouvoir analyser de façon fiable les retardateurs de flamme dans les poussières d'habitats. En effet, une des voies principales d'exposition à ces contaminants est l'ingestion et touche donc particulièrement les jeunes enfants commençant à marcher. Les 26 échantillons analysés dans cette étude ont montré que les poussières collectées dans des sacs d'aspirateurs étaient représentatives de la contamination des logements, ce qui laisse envisager des prélèvements relativement simples à réaliser. La préparation d'échantillon et l'analyse sont en revanche assez complexes et ne permettent pas un transfert immédiat des méthodes pour de l'analyse en routine. Au vu des résultats présentés, il s'avérerait intéressant de pouvoir identifier les sources de retardateurs de flamme et de développer des nouvelles molécules ou procédés de substitution.

**Source :** M. Abb, B. Stahl, W. Lorenz, Analysis of brominated flame retardants in house dust, *Chemosphere*, 85 (2011) 1657-1663

**Article analysé par :** Valérie Desauziers, Ecole des Mines d'Alès ;  
valerie.desauziers@mines-ales.fr

## Métrologie

### Paraffines chlorées : concentrations dans l'air intérieur et les poussières dans des logements suédois et expositions associées

Les paraffines chlorées désignent des mélanges commerciaux complexes de chaînes carbonées plus ou moins longues. On distingue les paraffines chlorées à chaîne courte ( $C_{10-13}$ ), moyenne ( $C_{14-17}$ ) et longue ( $C_{18-30}$ ). Depuis leur introduction sur le marché en 1930, leur production n'a cessé d'augmenter dans le monde. Elles sont utilisées pour de nombreuses applications, notamment comme retardateurs de flamme et agents plastifiants dans les peintures, revê-

tements, joints, etc. Bien que systématiquement évoquées lorsque l'on parle des composés organiques semi-volatils dans l'environnement intérieur, elles ont cependant fait l'objet de nettement moins de campagnes de mesures que d'autres de ces composés. Afin d'obtenir des données de concentrations dans l'air intérieur et les poussières déposées sur les surfaces, puis d'évaluer les expositions associées, Friden et al. ont réalisé des prélèvements dans 44 appartements (séjour) de 21 immeubles localisés à Stockholm, Suède, entre octobre 2006 et février 2007.

Les prélèvements d'air ont été réalisés au moyen d'une pompe à bas débit reliée à quatre porte-filtres en aluminium montés en parallèle contenant des filtres en fibres de verre (débit total de 12 L/min, soit 3 L/min par filtre), eux-mêmes associés chacun à deux mousses PUF (polyuréthane) disposées en série. Ce montage permet la collecte des phases particulaire et gazeuse de l'air. Préalablement au prélèvement, les filtres ont été conditionnés pendant 48h à 450°C et les mousses PUF ont été lavées. Les prélèvements ont duré 24h. Dans l'attente de leur analyse, les filtres et mousses ont été conservés dans du papier aluminium à -20°C.

Les prélèvements de poussières ont été réalisés sur les surfaces à au moins un mètre du sol pour éviter toute contamination par du sol extérieur. Un aspirateur industriel équipé d'un porte-filtre en styrène-acrylonitrile contenant un filtre en cellulose a été utilisé. Après prélèvement, les poussières sur le filtre ont été récupérées et divisées en quatre aliquots de même masse, et le filtre a été coupé en quatre. Cette séparation en quatre parts égales permettait plusieurs analyses ultérieures pour la mesure de différents composés. Cependant, les quantités de poussières disponibles dans chaque part étaient très faibles ; ainsi, l'analyse des paraffines chlorées n'a été finalement possible que dans six échantillons. Chaque quart de filtre et aliquot ont été conservés dans un tube en verre à -20°C avant analyse.

Après extraction et pré-concentration, les extraits issus des échantillons d'air et de poussières ont été analysés par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem basse résolution utilisant l'ionisation (GC/El-LRMS/MS). Cette méthode permet la quantification de la somme des paraffines chlorées à chaînes courtes et moyennes. Le taux de récupération de la méthode était de  $90 \pm 7\%$ . Les limites de détection étaient de  $10 \text{ ng/m}^3$  pour l'air et inférieure au  $\mu\text{g/g}$  pour les poussières (variable selon la quantité de poussières collectée et analysée). Pour l'analyse statistique, les quelques valeurs de concentrations dans l'air inférieures à la limite de détection (LD) ont été considérées égales à LD/2.

La concentration moyenne en paraffines chlorées à chaînes courtes et moyennes dans l'air des 44 appartements était égale à  $69 \text{ ng/m}^3$  (médiane = 65, min < 5 et max = 210  $\text{ng/m}^3$ ). Un facteur 30 est observé entre la concentration moyenne par immeuble la plus faible (trois appartements d'un même immeuble ayant des concentrations inférieures à la LD) et la concentration moyenne par immeuble la plus élevée ( $160 \text{ ng/m}^3$ ). De fortes différences entre appartements d'un même immeuble ont également été notées. Les concentrations dans les six échantillons de poussières allaient de 3,2 à 18  $\mu\text{g/g}$ . Les auteurs soulignent la fragilité de leurs données compte tenu du faible nombre d'échantillons et des très faibles quantités de poussières collectées.

Les auteurs ont complété leur étude par une évaluation des doses journalières d'exposition pour un enfant de 1 ou 2 ans et un adulte de 25 ans, pour des concentrations d'exposition médianes et au percentile 95 et pour une quantité de poussières ingérée quotidiennement moyenne et maximale. Ils en ont déduit la contribution de chaque voie d'exposition dans chaque configuration. Dans le scénario moyen (concentrations médianes et quantité ingérée moyenne), l'air contribue à respectivement 98% et 48% de la dose journalière d'exposition domestique chez l'adulte et chez l'enfant. Dans une configuration maximale (concentrations au p95 et quantité ingérée maximale), ces pourcentages deviennent respectivement 71% et 27% chez l'adulte et l'enfant. Ceci confirme la contribution non négligeable de l'exposition aux poussières domestiques, en particulier pour les jeunes enfants.

Enfin, les doses journalières d'exposition calculées ont été comparées, d'une part à l'unique dose journalière liée à l'alimentation disponible dans le monde (étude japonaise publiée en 2005 ; la valeur médiane est utilisée), et d'autre part à la dose sans effet observé (NOAEL) proposée pour les paraffines chlorées à chaînes courtes dans l'évaluation des risques réalisée en 2000 dans le cadre de la réglementation européenne sur les substances chimiques. Chez l'adulte, en cas de concentrations intérieures élevées, la dose journalière d'exposition associée pourrait ne plus être négligeable vis-à-vis de celle liée à l'alimentation ; chez l'enfant, l'exposition domestique pourrait alors être supérieure à celle liée au bol alimentaire. Néanmoins, s'agissant des risques, en l'état des données disponibles, la marge de sécurité calculée reste très élevée même pour des expositions domestiques élevées, chez l'enfant comme chez l'adulte.

### Commentaires du lecteur

Cet article est très intéressant puisqu'il fournit pour la première fois des données de concentrations en paraffines chlorées dans l'air de logements. Il complète les données disponibles pour les poussières, qui restent à ce jour très rares. Les uniques données françaises sont celles mesurées par Greenpeace au printemps 2003 dans les poussières au sol de 8 logements ; la concentration médiane était de 45 µg/g (même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans cette étude). En outre, les auteurs proposent différentes mises en perspective de leurs résultats : contributions relatives des expositions via l'air et les poussières, exposition domestique versus exposition alimentaire, évaluation des risques sanitaires. Les données disponibles pour ces exercices restent cependant très fragiles, car peu nombreuses et/ou anciennes, et appellent ainsi à la poursuite des travaux sur ces substances chimiques encore largement utilisées.

**Source :** Friden UE, McLachlan MS and Berger U (2011) Chlorinated paraffins in indoor air and dust: Concentrations, congener patterns, and human exposure. *Journal/Environment International* 37(7): 1169-1174.

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

### Autres Publications d'intérêt dans cette rubrique

Curling, Loxton et al. (2012) - A rapid method for investigating the absorption of formaldehyde from air by wool. *Journal/Journal of Materials Science* 47 (7): 3248-3251.

Bergh, Luongo et al. (2012) - Organophosphate and phthalate esters in standard reference material 2585 organic contaminants in house dust. *Journal/Analytical and Bioanalytical Chemistry* 402 (1): 51-59.

Jogsten, Nadal et al. (2012) - Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: Implications for human exposure. *Journal/Environment International* 39 (1): 172-180.

Jin, Fang et al. (2011) - Monitoring of PCBs at facilities related with PCB-containing products and wastes in South Korea. *Journal/Journal of Hazardous Materials* 196 295-301.

Phong, Phuc et al. (2012) - Applications of Passive Sampling Techniques in Monitoring Organic pollutants in the Environment. *Journal/Journal of the Faculty of Agriculture Kyushu University* 571:169-174.

Trancoso, Sousa et al. (2012) - Indoor air quality: validation and setting up quality control for determination of anions and cations in particulate matter. *Journal/Accreditation and Quality Assurance* 172:199-206.

Lamberg, Nuutinen et al. (2011) - Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion. *Journal/Atmospheric Environment* 45 (40): 7635-7643.

Fabian, Adamkiewicz et al. (2012) - Simulating indoor concentrations of NO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub> in multifamily housing for use in health-based intervention modeling. *Journal/Indoor Air* 22 (1): 12-23.

Li, Fazio et al. (2012) - Numerical investigation of the influence of room factors on HAM transport in a full-scale experimental room. *Journal/Building and Environment* 50 114-124.

Panagopoulos, Karayannis et al. (2011) - A CFD Simulation Study of VOC and Formaldehyde Indoor Air Pollution Dispersion in an Apartment as Part of an Indoor Pollution Management Plan. *Journal/Aerosol and Air Quality Research* 11 (6): 758-762.



## Concentrations environnementales et expositions

### Evaluation de l'exposition à la trichloramine dans l'air des piscines intérieures suisses : proposition d'une valeur limite d'exposition professionnelle

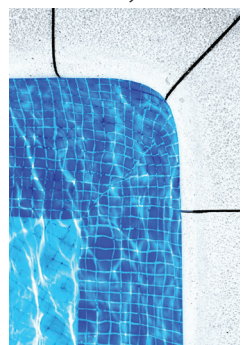
La présence de la trichloramine (TCA) dans l'air des piscines chlorées a été largement étudiée, ainsi que ses effets sur la santé des travailleurs. L'objectif de ce travail était de proposer une valeur limite d'exposition professionnelle. Des mesures ont été réalisées dans l'air et l'eau de 30 piscines suisses pendant l'hiver 2007-2008. La concentration moyenne de TCA est de 0,114 mg/m<sup>3</sup> d'air. Dans une seule piscine, elle excède 0,5 mg/m<sup>3</sup>, limite de confort proposée par l'INRS. Les résultats montrent un risque élevé de symptômes irritatifs pour des concentrations allant de 0,2 à 0,3 mg/m<sup>3</sup>. Ces résultats appuyés par d'autres travaux antérieurs ont conduit à la proposition d'une valeur limite d'exposition professionnelle pour la TCA de 0,3 mg/m<sup>3</sup>. Sont aussi discutés, l'intérêt de la réglementation sur la qualité de l'eau, des systèmes limitant la présence de la TCA et l'importance de l'hygiène des baigneurs dans la réduction de la TCA dans l'air.

Le chlore est largement utilisé pour désinfecter l'eau des piscines, mais il produit par réaction avec les matières organiques (sueur, urine etc.) des sous-produits dont la TCA, reconnue comme irritant oculaire et respiratoire. Des études suggèrent qu'elle pourrait aussi être à l'origine d'un risque accru d'asthme et d'allergies chez les adolescents ayant fréquenté très jeune des piscines chlorées.

L'objectif de l'étude était d'évaluer l'exposition à la TCA dans un panel de piscines couvertes suisses et de proposer une valeur limite d'exposition professionnelle (l'INRS<sup>3</sup> a proposé une valeur de « confort » sur 8 heures égale à 0,5 mg/m<sup>3</sup>).

Des prélèvements d'air et d'eau ont été réalisés pendant l'hiver 2007-2008 dans 30 piscines (11 à usage thérapeutique, 10 piscines publiques, 8 piscines à usage scolaire et 1 centre aquatique sans équipement de type jacuzzi ou fontaine). Les mesures d'air ont été réalisées autour des bassins à 130 cm du sol et en supplément à 16 et à 130 cm au-dessus de l'eau dans une piscine. En parallèle, la fréquentation a été comptabilisée et les équipements recensés. La TCA a été dosée selon la méthode décrite au préalable par l'INRS. Les professionnels (n=178) ont rempli un questionnaire sur leurs caractéristiques personnelles, leurs postes de travail et leurs symptômes respiratoires et dermatologiques avant et pendant les 12 derniers mois. Les symptômes ont aussi été renseignés par un groupe témoin de personnels de bureau (n=71).

Sur cent quarante-six échantillons d'air (30 piscines), la concentration moyenne de TCA est de 0,114 ± 0,043 mg/m<sup>3</sup>, la médiane



de 0,070 mg/m<sup>3</sup> et la valeur maximale observée de 0,52 mg/m<sup>3</sup>. Les concentrations ne varient pas selon le type de piscines, ni selon la méthode de désinfection (chlore gazeux, hypochlorite de sodium, chlorure de sodium ou de calcium, combinaison avec des méthodes UV ou ozone ou charbon actif), ni selon la hauteur de prélèvements (1 piscine). Concernant l'eau, dans 43 % des piscines les concentrations en chlore libre excèdent la valeur de référence suisse (0,4 mg/L), seulement deux sont au-dessus de la valeur de tolérance (0,8 mg/L). Dans 63%, les concentrations en chlore lié excèdent la valeur de référence (0,2 mg/L) et dans 40%, excèdent la valeur de tolérance (0,3 mg/L). Dans 52 %, les concentrations en trihalométhane (autre sous produit) excèdent la valeur de référence (30 µg/L).

Les prévalences d'irritations oculaires (53%), nasales (38%), et de la gorge, ainsi que celles des troubles cutanés sont significativement plus élevées chez les professionnels des piscines que chez les professionnels de bureaux. Plusieurs analyses stratifiées ont été menées chez les professionnels des piscines :

- (1) selon les niveaux d'exposition à la TCA (<0,1 mg/m<sup>3</sup> ; entre 0,1 et 0,29 mg/m<sup>3</sup> ; > 0,29 mg/m<sup>3</sup>). Les odds ratios sont significatifs pour les irritations oculaires (OR=5,6), les irritations nasales (OR=4,2) chez les plus exposés.

- (2) selon les métiers (professeur, professeur de natation, kinésithérapeute, technicien/maître-nageur). Les odds ratios sont significatifs chez les professeurs de natation pour les irritations oculaires (OR=4,9) et chez les kinésithérapeutes pour les problèmes cutanés (OR=3,2).

- (3) selon un index cumulé d'exposition prenant en compte le temps de travail, le temps passé dans les zones potentiellement exposantes à la TCA, les concentrations de TCA (5 groupes). Des odds ratios sont significatifs dans les deux groupes les plus exposés (irritations nasales et oculaires, troubles cutanés).

Les concentrations en TCA mesurées sont en-dessous de celles observées à travers les publications issues d'autres pays. Elles sont aussi bien en-dessous de la valeur limite d'exposition proposée par l'INRS. Selon les auteurs, cela reflète une bonne conception des bâtiments, la présence d'un système de ventilation efficace, un bon entretien des installations, mais aussi des réglementations plus strictes que dans d'autres pays (France, Belgique, notamment) sur les valeurs de tolérance du chlore et de ces dérivés dans l'eau des piscines. Selon eux, le contrôle des précurseurs de la TCA dans l'eau est un préalable, à la mise en place de solutions techniques pour l'élimination de la TCA dans l'air. A coté de cela, il faut s'assurer que les baigneurs respectent les règles d'hygiène, quitte à mener des campagnes dans ce sens.

La population de professionnels incluse représente entre 5 à 10 % des professionnels suisses travaillant dans les piscines, ce qui est pour eux satisfaisant pour établir une valeur limite d'exposition faisant office de référence. Les prévalences d'irritations oculaires et nasales sont élevées, de même que les odds ratio. Ils concluent que lorsque la TCA dépasse 0,3 mg/m<sup>3</sup>, les symptômes d'irritations augmentent significativement chez les professionnels, cette valeur est donc proposée comme valeur limite d'exposition. D'autres publications appuient ce résultat, dont ceux de l'ANSES en 2010<sup>4</sup>. Leur conclusion est plus réservée pour les troubles cutanés, d'autres expositions pouvant interférer (produits de nettoyage, contacts répétés avec l'eau).

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'intérêt de cette étude repose sur la proposition d'une valeur limite d'exposition professionnelle pour la TCA dans l'air des piscines. Les effets irritatifs de la TCA sont bien connus, mais seul l'INRS avait fait une proposition en 1994 d'une valeur limite de « confort » (0,5 mg/m<sup>3</sup> sur la base d'une étude sur 13 piscines prenant en compte des gênes oculaires et respiratoires). Selon l'INRS, les piscines classiques étaient en mesure de respecter cette valeur, par contre les centres aquatiques dont certains équipements (bains bouillonnants etc.) favorisent la formation de TCA, pouvaient rencontrer plus de difficultés. Ce type de piscines ludiques n'a pas été inclus dans la présente étude, pourtant il aurait été intéressant de connaître leurs niveaux d'exposition, supposés plus élevés, dans le contexte de la réglementation suisse sur les niveaux de chlore et de ces dérivés dans l'eau, et voir le cas échéant, l'effet des installations en place pour favoriser l'élimination de la TCA. Quoi qu'il en soit, la valeur proposée dans ce travail repose sur des résultats assez solides et elle est de plus en accord avec des travaux antérieurs.

Les auteurs se sont concentrés sur les effets aigus. Comme le préconise les auteurs, et l'INRS dans ces travaux sur la problématique des piscines, il devrait être engagé des études sur les effets chroniques chez les professionnels et le public notamment les enfants et poursuivre ainsi les travaux déjà engagés notamment en Belgique.

**Source :** Parrat, Donze et al. (2012) - Assessment of Occupational and Public Exposure to Trichloramine in Swiss Indoor Swimming Pools: A Proposal for an Occupational Exposure Limit. *Annals of occupational Hygiene* 56; 3: 264-277

**Article analysé par :** Guillaum Marie-Thérèse, SEPIA-Santé ; mtguillam\_sepia@orange.fr

<sup>3</sup>[http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/IntranetObject-accesParReference/HST\\_ND%201963/\\$File/nd1963.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/IntranetObject-accesParReference/HST_ND%201963/$File/nd1963.pdf)

<sup>4</sup>[http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/413996977197053340489872262883/10\\_06\\_piscines\\_reglementees\\_vdef\\_2010.pdf](http://www.afsset.fr/upload/bibliotheque/413996977197053340489872262883/10_06_piscines_reglementees_vdef_2010.pdf)



## Concentrations environnementales et expositions

### Préambule : Enquête NAHNES :

*Les deux articles qui suivent portent sur le programme d'études NHANES, programme majeur du National Center for Health Statistics (NCHS) et du Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Initié dans les années 60, il a pour objectif de déterminer et de suivre les statuts sanitaires et nutritionnels de la population américaine. Depuis 1999, ce programme est permanent et s'adapte aux thématiques sanitaires émergentes avec des enquêtes qui incluent près de 5 000 personnes par an et récoltent des données aussi bien démographiques et nutritionnelles, que socioéconomiques et sanitaires. En 2009, le CDC émet un rapport (Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals) sur les COV présents dans le sang.*

### Distributions dans le sang et dans l'air de Composés Organiques Volatils (COV) d'une cohorte de personnes représentative au niveau national

La connaissance des concentrations de COV dans le sang humain constitue un bon indicateur de l'exposition environnementale. Il représente le taux de COV passant la barrière alvéolaire et distribué par voie systémique. L'objet de cette étude est d'établir des relations quantitatives entre les concentrations dans l'air et dans le sang d'une dizaine de COV en déterminant la distribution des ratios ( $K_s = C_B/C_A$  ; où  $C_B$  = concentration sanguine ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) et  $C_A$  = concentration dans l'air ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) d'un COV) d'une cohorte représentative de la population des Etats-Unis (notée popKs). Elle vise également à identifier des déterminants physiologiques, comportementaux et démographiques dans le but de développer des modèles prédictifs des popKs applicables pour estimer les concentrations sanguines à l'échelle d'une population.

Dans le cadre d'une surveillance nationale américaine menée en 1999-2000 sur la santé et la nutrition (programme NHANES), les expositions à 10 COV dans l'air ainsi que leurs concentrations dans le sang ont été mesurées en parallèle pour 851 personnes âgées de 20 à 59 ans. Un badge passif 3M 3520 porté par chaque participant durant une période de 48 à 72 h a été utilisé pour mesurer l'exposition individuelle aux COV. Le prélèvement de sang a été effectué à la fin de la période d'exposition du badge passif et traité par une méthode basée sur la microextraction sur phase solide (SPME) en mode espace de tête. L'ensemble des échantillons a été analysé en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS) pour au moins 10 COV : BTEX, chloroforme, trichloroéthène, tétrachloroéthène, p-dichlorobenzène et méthyl tert-butyl éther. Les déterminants et des modèles prédictifs des popKs ont été recherchés sur la base d'informations relatives aux individus issues de questionnaires et de visites médicales et en utilisant des régressions multiples. Une base de données indépendante correspondant à des mesures faites sur une centaine d'enfants a

été utilisée pour tester l'applicabilité des modèles prédictifs. Les popKs des 10 COV présentent une large gamme de variation comprise entre 1 et 1 600 pour les valeurs individuelles et de 3,1 (MTBE) à 77,3 (p-dichlorobenzène) pour les médianes dans la population des adultes non-fumeurs. Ces coefficients popKs ne sont pas en accord mais néanmoins du même ordre de grandeur que les coefficients de partage (labKs) établis en laboratoire en plaçant des échantillons de sang à l'équilibre avec l'air dans des flacons fermés à 37°C. L'analyse des déterminants montre que tous les popKs décroissent significativement avec l'augmentation des concentrations de COV dans l'air. Le tabagisme élève significativement les popKs des composés aromatiques (BTEX) d'un facteur 1,5 à 3,5 mais ne modifie pas les popKs du MTBE et des composés chlorés. La concentration de MTBE dans l'eau potable consommée modifie le popKs du composé indiquant une autre voie d'exposition par ingestion pour ce composé. Incluant ces facteurs explicatifs, des modèles prédictifs des popKs ont été définis et ont montré des niveaux de prédiction élevés pour les BTEX ( $R^2 > 0,69$ ), moyens pour les composés chlorés (à l'exception du p-dichlorobenzène) et le MTBE, et faible pour le p-dichlorobenzène.

Cette étude est la première à estimer à l'échelle d'une population les coefficients de distribution dans le sang et dans l'air d'une série de composés organiques volatils à partir de mesures biologiques et environnementales réalisées simultanément sur une large cohorte d'individus. Ces coefficients montrent de fortes variabilités inter-composés et inter-individus qui sont en partie expliquées par l'effet de certains facteurs identifiés : le niveau de concentration dans l'air du composé ou le tabagisme pour les BTEX. Les modèles prédictifs de ces coefficients pourront être appliqués pour estimer les teneurs dans le sang de COV à partir des concentrations de ces mêmes COV mesurées ou estimées dans l'air. Ces coefficients pourront servir de paramètres de liaison entre l'environnement et l'individu dans de futures études épidémiologiques et d'évaluation des risques.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Les résultats présentés dans cet article apportent des éléments d'intérêt sur la caractérisation de l'imprégnation aux COV d'une population exposée. Les coefficients de distribution dans le sang et dans l'air et les modèles prédictifs seront des outils utiles pour mieux appréhender à l'échelle d'une population l'exposition des personnes aux COV. La forte variabilité de ces coefficients en partie expliquée et pris en compte dans les modèles prédictifs reste la principale limite à leur application. La durée de prélèvement de 48-72h adoptée pour la mesure des COV dépasse largement les temps de demi-vie de ces COV dans le sang (quelques heures). Ce point faible mentionné par les auteurs a pu également constituer une source d'erreurs dans l'estimation de ces coefficients. L'utilisation de préleveurs permettant un échantillonnage sur des pas de temps plus courts aurait permis d'améliorer l'évaluation de ces coefficients.

**Source :** Jia et al. (2012), Blood/air distribution of volatile organic compounds (VOCs) in a nationally representative sample. *Science of the Total Environment* 419, 225-232.

**Article analysé par :** Hervé Plaisance, Affiliation : Ecole des Mines de Douai ; email : herveplaisance.dubois@sfr.fr



## Concentrations environnementales et expositions

### Evaluation des concentrations sanguines en Composés Organiques Volatils (COV) issues de l'enquête NHANES : utilisation de concentrations biologiques équivalentes (CBE).

L'enquête National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) fournit des données de surveillance biologique, représentatives de la population des USA, sur de nombreuses substances chimiques. Selon les Centers for Disease Control and Prevention (CDC), l'un des usages possibles de ces données est de déterminer la prévalence de dépassement des concentrations biologiques équivalentes (CBE). Elles sont définies comme des concentrations sanguines ou urinaires équivalentes à une valeur toxicologique de référence (VTR) déjà établie pour la substance étudiée. L'objectif de l'étude est de comparer les concentrations sanguines en COV, mesurées dans l'enquête NHANES, avec les CBE récemment publiées par Aylward et al. en 2010<sup>5</sup>.

Entre 2003 et 2004 l'enquête NHANES a analysé 28 COV dans le sang de 1 367 personnes. Le statut tabagique est déterminé par la présence de 2,5-diméthylfurane. Tous les COV présents dans au moins 5 % des échantillons sont inclus dans l'étude. De plus, les limites de détection analytique sont comparées aux CBE pour évaluer la capacité de l'enquête à détecter des niveaux d'intérêts sanitaires.

Tableau 1 : Abréviations des COV

COV	abréviation
1,1,1-trichloroéthane	3CE
1,1,2-tétrachloroéthane	4CE
1,4-dichlorobenzène	1,4CB
2,5-diméthylfurane	2,5MF
Benzène	B
Dibromométhane	DBM
Dichlorométhane	DCM
Ethylbenzène	E
Méthyl-tert-butyléther	MTBE
Styrène	S
Tétrachloroéthylène	PCE
Tétrachlorure de carbone	TC
Toluène	T
Trichloréthylène	TCE
Xylènes	X
1,2-dichloropropane	DCP
nitrobenzène	NB
1,2-dibromo-3-chloropropane	DBCP
1,2-dichloroethane	DCE

Ces CBE ont été établies par d'autres auteurs au moyen d'une modélisation Physiologically Based Pharmacokinetic (PBPK) simplifiée permettant de convertir une dose externe (correspondant à la VTR) en concentration interne (CBE). Selon les cas, il peut y avoir 4 CBE par substance (orale et respiratoire pour les effets cancérigènes et non cancérigènes). Concernant les effets cancérigènes, les VTR sont converties en concentrations produisant un Excès de Risque Individuel (ERI) compris entre  $1.10^{-4}$  et  $1.10^{-6}$ . Par composé et par voie d'exposition (orale ou inhalation), les quotients de danger (QD) sont calculés en divisant la moyenne géométrique des concentrations biologiques ou la limite de détection analytique par la CBE correspondante. Afin d'apprécier le danger potentiel associé aux expositions à plusieurs COV, un index de danger (ID) est établi en sommant les QD par organe cible, sans tenir compte des modes d'action. Parmi les 28 COV recherchés, 15 ont été détectés dans les échantillons sanguins. Cinq sont quantifiables dans plus de 60% des échantillons (B, T, E, X, MTBE)<sup>6</sup>, quatre dans 5 à 60% des échantillons (1,4CB, 2,5MF, PCE, S) et six dans moins de 5% des échantillons (TC, DBM, DCM, 4CE, 3CE, TCE). Les concentrations moyennes des BTEX étaient 2 à 6 fois plus élevées chez les fumeurs que chez les non-fumeurs. Chez les non-fumeurs aucun QD n'atteint la valeur 1. Seule la concentration sanguine en benzène des fumeurs atteint un QD de 1. Celle-ci est aussi légèrement supérieure à la CBE pour la Leucémie Myéloïde Aigue (LMA) (calculée pour un ERI compris entre  $1.10^{-4}$  et  $1.10^{-6}$ ). Les xylènes chez les fumeurs donnent un QD proche de 1. L'index de danger pour les effets hématologiques est proche de 1 chez les fumeurs comme celui des effets neurologiques. Ils sont respectivement dus en grande partie au benzène (héματο) et aux xylènes (neuro). Chez les non-fumeurs aucun ID n'atteint la valeur repère de 1.

Cette étude fait l'hypothèse implicite que les concentrations de COV dans le sang mesurées un jour sont représentatives de l'exposition « vie entière ». Cette hypothèse est très conservatrice compte tenu de la nature transitoire de ces composés dans l'organisme. Le risque de LMA dû au benzène chez les fumeurs est estimé à  $10^{-4}$ . C'est le niveau de risque en population générale estimé au moyen des données d'incidence (SEER, 2011).

En raison des nombreuses incertitudes sur les concentrations sanguines comme sur les CBE, les résultats ne peuvent être utilisés qu'à des fins de comparaisons entre COV. Pour les COV non détectés, même si certaines limites de détection analytique sont supérieures aux CBE, les risques sont négligeables car les concentrations réelles, si toutefois le composé est présent, sont considérablement inférieures aux limites de détection analytique. Les CBE varient selon que l'on considère la voie respiratoire ou orale. En conclusion, pour le faible nombre de COV détectés dans l'enquête NHANES, le potentiel de danger pour la santé est faible et modulé par le statut tabagique. Pour les COV non-détectés, la sensibilité analytique de l'enquête NHANES est généralement suffisante (sauf nitrobenzène, 1,3-dibromo-3-chloropropane et 1,2-dichloropropane) pour conclure clairement qu'au niveau d'une population si les expositions existent, elles sont sans risque pour la santé publique.



**Tableau 2 :** Calculs des excès de risque individuels (ERI) correspondant aux limites de détection analytique de l'enquête NHANES (à partir des données présentées dans l'article)

	Données de l'article			Calculs du lecteur de l'article ERI à la LDA	
	LDA	CBE Oral	CBE Inhalation	Oral	Inhal.
		Pour un ERI de 10 <sup>-6</sup>	Pour un ERI de 10 <sup>-6</sup>		
Benzène	0,024	0,001	0,0008	2,4.10 <sup>-5</sup>	3,0.10 <sup>-5</sup>
Tétrachlorure de carbone	0,005	0,0001	0,0001	5,0.10 <sup>-5</sup>	5,0.10 <sup>-5</sup>
1,2-dibromo-3-chloropropane	0,1	0,000009	0,005	<b>1,1.10<sup>-2</sup></b>	2,0.10 <sup>-5</sup>
1,2-dichloroéthane	0,01	0,0001	0,0001	<b>1,0.10<sup>-4</sup></b>	<b>1,0.10<sup>-4</sup></b>
Dichlorométhane	0,07	0,002	0,006	3,5.10 <sup>-5</sup>	1,2.10 <sup>-5</sup>
1,2-dichloropropane	0,3	0,0002		<b>1,5.10<sup>-3</sup></b>	
Hexachloroéthane	0,011	0,004	0,002	2,8.10 <sup>-6</sup>	5,5.10 <sup>-6</sup>
Nitrobenzène	0,3		0,00008		<b>3,8.10<sup>-3</sup></b>
1,1,2,2-tetrachloroéthane	0,01	0,0004		2,5.10 <sup>-5</sup>	
1,1,2-trichloroéthane	0,01	0,0002		5,0.10 <sup>-5</sup>	

LDA : limite de détection analytique (en µg/L) ; CBE : concentration biologique équivalente (en µg/L pour la voie orale et pour l'inhalation) ; ERI : excès de risque individuel calculer selon la formule suivante  $ERI = LDA / CBE \times 10^{-6}$ .

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude clairement présentée soulève néanmoins des interrogations quant à l'interprétation des résultats. Considérer les concentrations sanguines de COV comme représentatives des expositions vie entière n'est pas forcément une hypothèse conservatrice, sauf si toutes les prises de sang ont été faites juste après une forte exposition. Rien n'est fait pour cela dans l'enquête NHANES. D'ailleurs, les données d'incidence de LMA en population générale montrent que l'étude sous-estime les risques liés au benzène chez les fumeurs. Les auteurs écrivent que les résultats, en raison des incertitudes importantes, doivent être utilisés uniquement pour comparer des substances entre elles. Pourtant, ils concluent qu'il n'y a pas de risques sanitaires sauf peut-être pour les fumeurs !

La conclusion des auteurs sur la sensibilité analytique de NHANES pour les COV sanguins, considérée comme généralement suffisante est discutable. Selon un calcul simple, avec les données présentées dans l'article, on relève par exemple que la limite de détection analytique du DBCP correspond à un niveau de risque cancérigène de 10<sup>-2</sup>, celles du DCP et du NB de 10<sup>-3</sup>, celles du DCE de 10<sup>-4</sup> (cf. tableau 1). Pour les effets non cancérigènes du DBCP, du NB et du DCP, les limites de détection analytique sont très supérieures aux CBE (facteur 1 à 100). Ces niveaux de risque sont significatifs en santé publique. Les auteurs considèrent que les « vraies » concentrations sont considérablement plus faibles que la limite de détection analytique. Cette affirmation ne peut être étayée par les données de l'étude puisque justement on ne connaît pas les vraies concentrations lorsqu'elles sont inférieures aux limites de détection analytique. Aucune étude ne venant étayer cette affirmation, elle s'avère donc invérifiable. Notons enfin que, même si les données utilisées ont été produites par ailleurs (enquête NHANES), l'étude a été réalisée avec le financement de l'American Chemistry Council et de l'American Petroleum Institute.

Source : Kirman CR, Aylward LL, Blount BC, Pyatt DW, Hays SM. Evaluation of NHANES biomonitoring data for volatile organic chemicals in blood: application of chemical-specific screening criteria. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2012;22(1):24-34. Epub 2011/10/13

Article analysé par : Nedellec Vincent, VNC, vincent.nedellec3@gmail.com

<sup>5</sup> Aylward L.L., Kirman C.R., Blount B.C., and Hays S.M. Chemical-specific screening criteria for interpretation of biomonitoring data for volatile organic compounds (VOCs): application of steady-state PBPK model solutions. Regul Toxicol Pharmacol 2010; 58: 33-44.

<sup>6</sup> Les abréviations utilisées pour les noms de COV sont explicitées dans le Tableau 1 : Abréviations des COV

<sup>7</sup> SEER. Surveillance Epidemiology and End Results. Online access: <http://seer.cancer.gov/statfacts/html/amy1.html>, 2011.

## Autres Publications d'intérêt dans cette rubrique

Catalano, Imme et al. (2012) - Indoor radon survey in Eastern Sicily. *Journal/Radiation Measurements* 47 (1): 105-110.

Knibbs, He et al. (2012) - Vacuum Cleaner Emissions as a Source of Indoor Exposure to Airborne Particles and Bacteria. *Journal/Environmental Science & Technology* 46 (1): 534-542.

Liu, Chen et al. (2011) - Analysis of perfluoroalkyl carboxylates in vacuum cleaner dust samples in Japan. *Journal/Chemosphere* 85 (11): 1734-1741.

Moniruzzaman, Hagerhed Engman et al. (2012) - Levels of endotoxin in 390 Swedish homes: determinants and the risk for respiratory symptoms in children. *Journal/International journal of environmental health research* 22 (1): 22-36.

Park, Oh et al. (2012) - Source identification of PM(10) pollution in subway passenger cabins using positive matrix factorization. *Journal/Atmospheric Environment* 49 180-185.

Montazami, Wilson et al. (2012) - Aircraft noise, overheating and poor air quality in classrooms in London primary schools. *Journal/Building and Environment* 52 129-141.

Canha, Almeida-Silva et al. (2012) - Lichens as biomonitors at indoor environments of primary schools. *Journal/Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 291 (1): 123-128.

Zhang and Zhu (2012) - Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas. *Journal/Indoor Air* 22 (1): 33-42.

Almeida, Canha et al. (2011) - Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. *Journal/Atmospheric Environment* 45 (40): 7594-7599.

Hsu, Huang et al. (2012) - Characteristics of Air Pollutants and Assessment of Potential Exposure in Spa Centers During Aromatherapy. *Journal/Environmental Engineering Science* 29 (2): 79-85.

Pierce, Abelman et al. (2011) - Characterization of Formaldehyde Exposure Resulting from the Use of Four Professional Hair Straightening Products. *Journal/Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 8 (11):686-699.

Rim, Green et al. (2012) - Evolution of Ultrafine Particle Size Distributions Following Indoor Episodic Releases: Relative Importance of Coagulation, Deposition and Ventilation. *Journal/Aerosol Science and Technology* 46 (5):494-503.

You, Niu et al. (2012) - Measurement of air exchange rates in different indoor environments using continuous CO2 sensors. *Journal/Journal of Environmental Sciences* 24 (4):657-664.

Gomez Alvarez, Wortham et al. (2012) - Atmospheric photosensitized heterogeneous and multiphase reactions: from outdoors to indoors. *Journal/Environmental science & technology* 46 (4): 1955-63.

Chen, Zhao et al. (2012) - Assessing the Influence of Indoor Exposure to "Outdoor Ozone" on the Relationship between Ozone and Short-term Mortality in US Communities. *Journal/Environmental Health Perspectives* 120 (2): 235-240.

contaminée. Celle-ci concerne des enfants non spécifiquement sélectionnés sur leur exposition aux PFCs et consultant au Centre médical pédiatrique de Dallas (CMPD)

Des échantillons de sérums issus de 300 enfants (quel que soit leur statut sanitaire) venant consulter au CMPD en 2009 ont été utilisés (résidus d'autres analyses) pour doser 8 PFCs par HPLC et spectrométrie de masse (limite de détection de 0,1ng/mL). L'âge et le sexe étaient les seules variables connues. Les tests de Wilcoxon ont servi à la comparaison des concentrations en PFCs entre garçons et filles. L'analyse de variance non paramétrique par le test de Kruskal-Wallis (éventuellement suivie de la méthode de Dunn) a permis de comparer les différences dans les valeurs médianes de concentrations par groupe d'âge pour les filles (n= 157), les garçons (n=143), puis les filles et les garçons de façon combinée. Pour établir les associations entre l'âge et les concentrations sériques individuelles en PFCs, les coefficients de corrélation de Spearman ont été calculés. Les molécules recherchées ont été : le PFDA (acide perfluorodécanoïque), l'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), son précurseur (le perfluorooctane sulfamide : PFO-SA) et ses dérivés (l'acide N-méthylperfluorooctane sulfonamido-2-acide acétique « Et-PFOSA-AcOH » et l'acide N-méthyl perfluorooctane sulfonamido-2 - acide acétique « Me-PFOSA-AcOH »), l'acide perfluorononanoïque (PFNA), l'acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS), et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA),

Ont été retenus les composés pour lesquels les fréquences de détection dépassaient 92%, soit le PFHxS, le PFOS, le PFOA, et le PFNA.

Les concentrations médianes sont similaires ( $p > 0.05$  dans les tests de Wilcoxon) pour les garçons et les filles et ce, pour tous les PFCs (valeurs variant entre 1,20 et 4,10 ng/mL suivant les composés).

En revanche, pour ces 4 PFCs, il existe des différences significatives entre (tous ou au moins) 2 groupes d'âge : [0 ; 3,3[ ans ; [3,3 ; 6,6[ ans ; [6,6 ; 9,9[ ans ; [9,9 ; 13[ ans, que l'analyse soit faite par sexe ou en associant les valeurs des filles et des garçons. Les concentrations sériques sont significativement corrélées avec l'âge (corrélations de Spearman entre 0.168 et 0.425 avec  $p < 0.04$ ). Il existe également des corrélations positives et statistiquement significatives entre les valeurs de concentration des 4 PFCs (corrélations de Spearman entre 0.525 et 0.812 avec  $p < 0.0001$ ).

### Les auteurs reprennent leurs différents résultats :

- Sur l'absence de différence entre sexes, leurs résultats concordent avec une autre étude (australienne) et divergent d'avec une étude chinoise où les concentrations sériques en PCFs étaient supérieures chez les filles.

- Sur l'augmentation des valeurs de concentration sanguine avec l'âge, la majorité des études vont dans le même sens que celle présentée, exceptée celle effectuée sur des donneurs de sang volontaires dans différents pays (2004). Les auteurs formulent l'hypothèse d'un lien avec la contamination des denrées alimentaires ingérées (et des poussières) au cours du temps ainsi qu'à l'arrêt de la production de PFOS en 2002 et la libération de PFOA lors de process de fabrication dans les années 2000. Ainsi les enfants les plus « âgés » auraient été exposés à des concentrations plus fortes que les enfants plus jeunes testés au même moment.

- Sur les niveaux de concentrations mesurés, ceux-ci s'avèrent plus bas que ceux mesurés par d'autres auteurs aux USA ou dans d'autres pays



## Risque et impact sur la santé

### Les composés aliphatiques polyfluorés (PFCs) chez les enfants texans de la naissance jusqu'à l'âge de 12ans

Les composés aliphatiques polyfluorés (ou perfluorés) font partie des composés organiques persistants (POPS) exploités depuis une cinquantaine d'années dans les cosmétiques, les emballages alimentaires, certains revêtements (moquettes, capitonnage, rembourrage) à propriété ignifuge. Chez l'enfant - comme chez l'adulte - la concentration sérique en PFCs constitue le marqueur d'exposition et reflète à la fois le transfert placentaire, l'allaitement, l'inhalation (air intérieur et extérieur), l'ingestion de poussières et de sol. L'enquête américaine la plus récente concernait des enfants exposés par consommation d'eau

avant 2010 mais sont du même ordre que ceux de Frisbee (C8 health project, 2009) ou d'une étude effectuée à New York de 1997-2007.

- Sur leur méthode de dosage : bien qu'ils aient utilisé la méthode « gold standard » les auteurs souhaitent une validation de la méthode des tâches de sang plus faciles à mettre en place dans une étude sur enfants.

Les auteurs souhaitent des études plus étendues sur le territoire américain, si possible associées à des recherches d'effets sanitaires.

### Commentaires et conclusion du lecteur

L'actualité toxicologique est à la recherche de bioindicateurs d'exposition et de biomarqueurs d'effets afin de mieux cerner l'épidémiologie et les potentiels effets sanitaires de certains dangers. Cette étude s'attache à exploiter les concentrations sériques en PFCs qui reflètent la charge interne et l'ensemble des sources d'exposition à ces polluants de l'environnement auxquels l'homme et en particulier l'enfant sont exposés, ce qui est une approche appropriée en expologie.

La méthodologie est simple et non invasive car les enfants ne sont pas soumis à des prélèvements sanguins spécifiquement dédiés à l'étude. Cependant des données manquent en matière de connaissance des origines et du statut sanitaire des enfants. En particulier leur habitat (afin de déterminer les sources d'exposition), leur poids actuel et de naissance, leurs habitudes alimentaires (fréquence de consommation de poisson) et leur statut (enfants obèses éventuellement), le motif de consultation (atteintes organiques pouvant modifier le volume de distribution des PFCs ou amaigrissement rapide par exemple augmentant leur concentration sérique ; retards de croissance, avance ou retard de la puberté en lien éventuel avec certains PFCs, affections relevant d'insuffisances du système immunitaire ou affections neurologiques ou endocriniennes), les thérapeutiques en cours (interactions avec des médicaments anti-épileptiques par exemple, inducteurs des microsomes hépatiques ...). Ainsi, aucun lien entre niveau de concentrations et maladies en cours ne peut en être déduit. Des études associant l'expologie et des effets sanitaires ou éléments biomarqueurs d'effets constitueraient une piste intéressante et complète pour soutenir des mesures de gestion de risque complémentaires en exploitant l'ensemble des données hospitalières disponibles et en suivant si possible dans la durée les enfants les plus exposés.

**Source :** Arnold Schecter, Noor Malik-Bass, Antonia M. Calafat, Kayoko Kato, Justin A. Colacino, Tyra L. Gent, Linda S. Hyman, T. Robert Harris, Sunitha Malla, and Linda Birnbaum. Polyfluoroalkyl Compounds in Texas Children from Birth through 12 Years of Age. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(4): 590-594.

**Article analysé par :** Brigitte Enriquez, Ecole nationale vétérinaire d'Alfort, UMR 955 équipe 03 Inserm. ; benriquez@vet-alfort.fr

<sup>8</sup>Kannan K, Corsolini S, Falandysz J, Fillmann G, Kumar KS, Loganathan BG, et al. 2004. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood from several countries. *Environ Sci Technol* 38(17):4489-4495.

<sup>9</sup>Whitworth KW, Haug LS, Baird DD, Becher G, Hoppin JA, Skjaerven R, Thomsen C, Eggesbo M, Travlos G, Wilson R, Cupul-Uicab LA, Brantsaeter AL, Longnecker MP. Perfluorinated compounds in relation to birth weight in the norwegian mother and child cohort study. *Am J Epidemiol*. 2012 Jun 15;175(12):1209-16. Epub 2012 Apr 19.

<sup>10</sup>Hoffman K, Webster TF, Weisskopf MG, Weinberg J, Vieira VM. Exposure to polyfluoroalkyl chemicals and attention deficit/hyperactivity disorder in U.S. children 12-15 years of age. *Environ Health Perspect*. 2010 Dec;118(12):1762-7. Epub 2010 Jun 15



## Risque et impact sur la santé

### Qualité de l'Air Intérieur dans les classes des écoles en France

Les enfants sont plus sensibles à la qualité de l'air intérieur que les adultes compte tenu de leur petite constitution et de leur fréquence respiratoire élevée. Par ailleurs, dans les pays industrialisés, les enfants passent la majorité de leur temps à l'intérieur, en grande partie à l'école. Pourtant, l'effet de la qualité de l'air intérieur dans les écoles sur la santé de l'enfant a été relativement peu étudié.

L'étude a été conduite dans 401 classes de 108 écoles primaires réparties dans six villes : Créteil, Reims, Strasbourg, Clermont-Ferrand, Bordeaux et Marseille. Les données relatives à la qualité de l'air intérieur concernaient le dioxyde d'azote, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, les particules fines PM<sub>2,5</sub> et l'acroléine. Pour chaque polluant, et pour chaque salle de classe, une moyenne de concentration a été calculée en prenant en compte les mesures journalières effectuées sur 5 jours contigus puis a été classée selon 3 catégories de niveau d'exposition (faible, moyen, élevé). En parallèle, l'équipe de recherche a étudié les signes cliniques d'asthme et de rhinites présentés par les enfants grâce aux données recueillies lors d'une visite médicale comportant aussi un test cutané aux 11 allergènes les plus communs (acariens, chat, pollens..) et un test d'exercice permettant de détecter l'asthme à l'effort. Les parents des enfants étaient également invités à remplir un questionnaire relatif aux signes cliniques éventuels d'asthme et/ou d'allergies chez leur enfant et à leurs facteurs de risque (tabagisme passif, antécédents d'asthme ou d'allergies chez l'un des 2 parents, etc.).

Au total, 7 780 enfants âgés de 9 à 10 ans ont été sélectionnés pour participer à l'étude. Les données étaient complètes pour 6 683 enfants (soit 69%). Les résultats des mesures effectuées montrent que la qualité de l'air intérieur dans les classes des écoles primaires françaises est médiocre et varie significativement selon les bâtiments et selon les villes. Près d'un tiers des enfants inclus dans l'étude ont été exposés à des niveaux de pollution supérieurs aux valeurs guides de l'OMS et de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses). Dans certaines salles de classe, des niveaux de concentration très élevés d'oxyde d'azote, de formaldéhyde, d'acétaldéhyde, et de particules fines PM<sub>2,5</sub> ont été mesurés. Après ajustement sur les facteurs de confusion (âge, sexe, tabagisme passif, antécédents d'asthme et d'allergies chez l'un des 2 parents), une association statistiquement significative a été observée entre l'asthme et des niveaux élevés d'oxyde d'azote, d'acroléine, et de particules fines PM<sub>2,5</sub> ; une association statistiquement significative a été observée entre les rhinites et des niveaux élevés de formaldéhyde.

Les auteurs concluent que, dans cette étude, la qualité de l'air intérieur mesurée dans les classes des écoles primaires est médiocre. Les auteurs font également le constat d'une augmentation de la prévalence des manifestations cliniques de l'asthme et des

rhinites parmi les écoliers. Les limites de l'étude sont bien décrites par les auteurs. En particulier, les mesures effectuées durant les 5 jours de la semaine, bien qu'elles aient été réalisées hors vacances scolaires et hors week-ends, peuvent ne pas être représentatives de l'exposition réelle des enfants à l'école. De plus, la qualité de l'air à l'extérieur et celle de l'air intérieur dans d'autres lieux (notamment à la maison) n'ont pas été prises en compte. Par ailleurs un biais de classification de l'asthme et des rhinites a pu exister car une partie des données provient des réponses apportées par les parents des écoliers. Enfin, le design de l'étude (étude transversale) ne permet pas d'établir de relation causale entre la mauvaise qualité de l'air intérieur mesurée et les manifestations cliniques de l'asthme et des rhinites chez les enfants.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude montre que la qualité de l'air intérieur dans les salles de classe est médiocre entraînant une augmentation de la prévalence des manifestations cliniques de l'asthme et des rhinites parmi les écoliers. Ces données sont cohérentes avec celles d'une étude européenne qui avait montré que la plupart des salles de classe sont remplies de moisissures aux effets allergènes connus (Simoni, 2011). Néanmoins, d'autres travaux de recherche sont à mener afin de valider l'association observée dans cette étude. En particulier, il serait intéressant de mesurer conjointement les taux de gaz carbonique afin de juger de la qualité de l'aération des salles de classe et de prendre en compte des données d'exposition individuelles telles que le « budget-temps » journalier de chaque enfant. Par ailleurs, si les villes ont été sélectionnées afin d'obtenir une hétérogénéité de la qualité de la pollution de l'air, leur représentativité à l'échelle nationale n'est pas garantie. Cependant, malgré les limites de l'étude, le constat dressé par les auteurs reste préoccupant, les enfants passant près de six heures par jour dans leur salle de classe.

**Source :** Annesi-Maesano I, Hulin M, Lavaud F et al. Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 cities study. *Thorax*. 2012

**Article analysé par :** Baysson Hélène, IRSN, PRP-HOM, SRBE, Laboratoire d'Epidémiologie, [helene.baysson@irsn.fr](mailto:helene.baysson@irsn.fr)

### Références

Simoni M, Cai G-H, Norback D, Annesi-Maesano I, Lavaud F, Sigsgaard T, Wieslander G, Nystad W, Canciani M, Viegi G, Sestini P. Total viable molds and fungal DNA in classrooms and association with respiratory health and pulmonary function of European schoolchildren. *Pediatr Allergy Immunol* 2011; 22: 843-852.

### Autres Publications d'intérêt dans cette rubrique

Wolkoff, Clausen et al. (2012) - Airway effects of repeated exposures to ozone-initiated limonene oxidation products as model of indoor air mixtures. *Journal/Toxicology letters* 209 (2): 166-72.

Tapanainen, Jalava et al. (2011) - In vitro immunotoxic and genotoxic activities of particles emitted from two different smallscale wood combustion appliances. *Journal/Atmospheric Environment* 45 (40): 7546-7554.

Sims, Mindell et al. (2012) - Did Smokefree Legislation in England Reduce Exposure to Secondhand Smoke among Nonsmoking Adults ?

Cotinine Analysis from the Health Survey for England. *Journal/Environmental Health Perspectives* 120 3):425-430.

Williams, Jones et al. (2012) - The influence of human and environmental exposure factors on personal NO(2) exposures. *Journal/Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 22 (2): 109-115.

Ghio, Soukup et al. (2012) - Exposure to wood smoke particles produces inflammation in healthy volunteers. *Journal/Occupational and Environmental Medicine* 69 (3): 170-175.

Sexton and Ryan (2011) - Using exposure biomarkers in children to compare between-child and within-child variance and calculate correlations among siblings for multiple environmental chemicals. *Journal/Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 22 (1): 16-23.

Tse, Yu et al. (2011) - A Case-Referent Study of Lung Cancer and In-cense Smoke, Smoking, and Residential Radon in Chinese Men. *Journal/Environmental Health Perspectives* 119 (11): 1641-1646.

Arif and Delclos (2011) - Association between cleaning-related chemicals and work-related asthma and asthma symptoms among health-care professionals. *Journal/Occupational and Environmental Medicine* 69 (1): 35-40.

Takigawa, Saijo et al. (2012) - A longitudinal study of aldehydes and volatile organic compounds associated with subjective symptoms related to sick building syndrome in new dwellings in Japan. *Journal/Science of the Total Environment* 417 61-67.

Wang, Shalat et al. (2011) - Use of a robotic sampling platform to assess young children's exposure to indoor bioaerosols. *Journal/Indoor air* 22 (2): 159-69.

Vrijheid, Martinez et al. (2011) - Indoor Air Pollution From Gas Cooking and Infant Neurodevelopment. *Journal/Epidemiology* 23 (1): 23-32.

Roda, Kousignian et al. (2011) - Formaldehyde Exposure and Lower Respiratory Infections in Infants: Findings from the PARIS Cohort Study. *Journal/Environmental Health Perspectives* 119 (11): 1653-1658.

Logue, Price et al. (2012) - A Method to Estimate the Chronic Health Impact of Air Pollutants in US Residences. *Journal/Environmental Health Perspectives* 120 2):216-222.



## Gestion Technique / Divers

### Influence d'un épurateur d'air autonome sur la qualité de l'air dans une salle de classe

Les études cherchant à évaluer l'efficacité de systèmes autonomes d'épuration de l'air en situation réelle d'occupation sont rares, en particulier dans les écoles. Par ailleurs, celles-ci, de plus en plus sensibilisées à la qualité de l'air intérieur, tendent à équiper de systèmes d'épuration autonomes, dont l'efficacité vantée par les fabricants est testée uniquement dans des conditions simples de laboratoire. Cette étude néerlandaise a cherché à évaluer l'efficacité d'un système d'épuration sur plusieurs indicateurs de qualité de l'air dans une salle de classe d'un collège rural en été et en hiver.

L'épurateur utilisé (Nikken Air Wellness Power 5 Pro), garanti sans émission d'ozone, combine la filtration (pré-filtre, filtre à charbon actif et filtre HEPA), l'absorption (filtre neutralisant les odeurs aux extraits de plante) et l'ionisation (générateur d'ions négatifs). Quatre épurateurs ont été placés dans les coins de la salle (242 m<sup>3</sup>) et fonctionnaient à un débit d'air moyen de 2,5 m<sup>3</sup>/min. Le niveau de bruit des systèmes est de 47 dB à puissance maximale.

La qualité de l'air dans la salle de classe a été suivie en février et en juin durant deux semaines consécutives de cours. Les épurateurs étaient éteints la première semaine de chaque campagne et fonctionnaient en continu la deuxième semaine (y compris le week-end). Les indicateurs suivants ont été recherchés dans la salle de classe et à l'extérieur du bâtiment : particules (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, compteur optique), composés organiques volatils (COV) et formaldéhyde par prélèvements actifs, dioxyde d'azote par tubes de Palmes, ozone en continu, moisissures aéroportées et déposées sur milieu de culture (pas de point extérieur). Les mesures ont été réalisées aussi bien durant les heures de cours (23 à 27 heures cumulées par semaine) que le week-end. L'efficacité du système

est déterminée par le calcul de la différence relative des concentrations moyennes mesurées entre les deux semaines ou des ratios intérieur/extérieur pour la fraction PM<sub>10</sub>.

Les niveaux de COV totaux ont diminué de façon plus importante en hiver durant le week-end (82%) par rapport aux heures de cours (57%) lorsque l'épurateur était en fonctionnement. Cette réduction est variable selon les COV : entre 27% pour l'acétate d'éthyle et jusqu'à 92% pour le limonène. En été, la diminution des COV totaux n'est que de 31% le week-end. Par contre, durant les heures de cours, la concentration en COV augmente considérablement (en particulier l'acétone et le cyclohexane). L'efficacité du système n'est pas significative pour le formaldéhyde, pour le dioxyde d'azote et pour les moisissures. Les concentrations de ces polluants étaient par ailleurs relativement faibles au départ. Ce n'est pas le cas des particules et en particulier de la fraction PM<sub>10</sub> avec des pics excédant les 100 µg/m<sup>3</sup> durant les heures de cours de la première semaine, attribuables à la resuspension de grosses particules sédimentées ou transportées par les enfants. L'efficacité de l'épurateur

	Période froide (Février)		Période chaude (Juin)	
	Epurateur éteint Semaine 1	Epurateur allumé Semaine 2	Epurateur éteint Semaine 1	Epurateur allumé Semaine 2
<i>Extérieur</i>	<i>moyenne (min ; max)</i>			
Température (°C)	1,9 (-3;15,2)	4,7 (0,2;15,7)	21,8 (12,7;29,8)	20,2 (13,9;28,3)
CO <sub>2</sub> (ppm) <sup>a</sup>	204 (100;422)	349 (100;460)	401 (374;498)	397 (85;458)
PM <sub>10</sub> durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	33 (17;73)	49 (18;65)	22 (19;26)	15 (12;18)
PM <sub>10</sub> week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	73 (44;102)	23 (12;32)	16 (13;19)	17 (15;19)
COV totaux durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	--	--	<1	<1
COV totaux week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	--	--	<1	<1
Formaldéhyde durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	--	--	5 (4;5)	3 (2;4)
Formaldéhyde week-end (µg/m <sup>3</sup> )	--	--	1	3
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	--	--	10 (3,8;34)	7 (2,1;18)
O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	--	--	67 (15;100)	64 (30;100)
<i>Intérieur</i>				
Température (°C)	20,6 (17,1;23,7)	21,3 (1,7;25,5)	22,2 (18,6;28,5)	23,9 (20,5;28,0)
CO <sub>2</sub> (ppm) <sup>a</sup>	1349 (444;2497)	1680 (450;2900)	837 (468;3228)	658 (416;3163)
PM <sub>10</sub> durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	86 (45;125)	91 (59;169)	102 (90;117)	60 (45;68)
PM <sub>10</sub> week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	26	3	10	3
PM <sub>2,5</sub> durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	41 (28;76)	47 (44;61)	20 (13;26)	4 (3;5)
PM <sub>2,5</sub> week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	25	3	5	1
COV totaux durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	485	210	177	1395
COV totaux week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	504	89	305	209
Formaldéhyde durant heures de cours (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	13 (8;14)	17 (12;18)	24 (19;28)	22 (21;23)
Formaldéhyde week-end (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>a</sup>	14,5 (14;15)	8 (8;12)	18	18
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	--	--	8	4
O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>b</sup>	--	--	<0,2	<0,2
Taux de renouvellement d'air (h <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	0,36	0,2	1,14 (0,88)	0,48
Moisissures aéroportées (UFC/m <sup>3</sup> )	198 (0;2000)	29 (0;280)	--	--
Moisissures déposées (UFC/m <sup>3</sup> )	35 (0;200)	14 (0;150)	--	--

<sup>a</sup> moyennes horaires

<sup>b</sup> moyennes journalières

<sup>c</sup> deux fenêtres systématiquement ouvertes en partie supérieure durant les cours



à réduire les niveaux de  $PM_{10}$  était plus marquée le week-end (60 % en tenant compte des niveaux extérieurs) en été comme en hiver. Cette efficacité est plus variable durant les heures de cours (42% en hiver et 8% en été). Les activités des enfants, différentes d'une semaine sur l'autre, peuvent expliquer en partie cette baisse d'efficacité. Par ailleurs, l'efficacité varie selon le diamètre des particules : au-dessus de  $4 \mu m$  l'efficacité diminue progressivement. L'hypothèse serait que les grosses particules sédimentent plus rapidement dans la même zone après resuspension et ne sont pas transportées jusqu'aux épurateurs.

L'efficacité d'un système d'épuration reste difficile à évaluer en conditions réelles du fait de l'interaction d'autres facteurs : la variation de la qualité de l'air extérieur, les activités variables dans la salle et le système de chauffage en fonctionnement. Ce dernier, tout comme les mouvements et l'apport thermique produits par les enfants, modifie la circulation de l'air dans la salle et affecte ainsi l'efficacité d'épuration. L'étude montre toutefois que l'épurateur utilisé présente une certaine efficacité notamment sur les particules. Il reste par contre certains points à optimiser : l'efficacité de captage des grosses particules, améliorer les performances sur les COVs, le positionnement de ces systèmes dans une salle de classe, le type de maintenance du système pour garantir l'efficacité à plus long terme. Il serait également intéressant de déterminer les performances de ces systèmes sur des critères sanitaires associés en particulier aux voies aériennes supérieures de l'enfant. Enfin, une attention particulière devra être portée sur l'impact du bruit de ces systèmes.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Cette étude souligne bien la multitude de paramètres à prendre en considération pour évaluer la performance d'un épurateur d'air dans une salle de classe. Néanmoins, certaines imprécisions subsistent. Ainsi, l'absence de données extérieures pour les  $PM_{2,5}$  ne permet pas de conclure sur l'efficacité apparente du système. D'autre part, rien ne permet d'avancer que l'acétone observée en été lorsque l'épurateur est en fonctionnement provient de l'air expiré par les enfants.

Un point important insuffisamment mis en avant par les auteurs, est la variation des sources intérieures de polluants entre les périodes d'occupation et d'inoccupation, qui rend les performances du système difficiles à prévoir. En effet, un système ne peut pas être efficace de la même manière sur l'ensemble des sources de typologies différentes (sources extérieures, sources continues intérieures, sources ponctuelles intérieures). Par ailleurs, de nombreux polluants étaient à des niveaux voisins d'un bruit de fond intérieur typique. Il est alors d'autant plus difficile d'atteindre des concentrations encore plus faibles.

Au final, c'est l'efficacité observée pendant le week-end, sans perturbations des mouvements d'air et avec peu de variations des sources intérieures, qui se rapproche le plus des résultats auxquels on pourrait s'attendre dans des conditions de laboratoire.

**Source** : Scheepers P.T.J., Cremers R., van Hout S.P.R., Anzion R.B.M. (2012), Influence of a portable air treatment unit on health-related quality indicators of indoor air in a classroom, *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2), 429-439.

**Article analysé par** : Olivier Ramalho, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment – Division Santé; olivier.ramalho@cstb.fr

## Nouveau filtre à air pour les centrales de traitement d'air du tertiaire

Les auteurs affirment en introduction, citant des résultats d'autres études, que les particules ( $PM_{10}$ ) présentes en suspension dans l'air des stations de métro sont plus nuisibles pour la santé que celles que l'on trouve en surface. Les centrales de traitement d'air des stations du métro de Séoul (Corée) utilisent des filtres à medium fibreux, mais ils s'encrassent trop rapidement, ce qui nécessite des remplacements fréquents (coût élevé de la maintenance). Les auteurs ont alors étudié la possibilité d'utiliser des filtres cycloniques à la place des filtres habituellement utilisés.

D'après les auteurs, les cyclones tangentiels sont trop encombrants et ils ont étudié la possibilité d'utiliser des cyclones axiaux. Le filtre cyclonique étudié est constitué d'une paire de doubles-cyclones axiaux (cyclones contrarotatifs) montés en parallèle et installés verticalement (écoulement d'air horizontal). Les cyclones sont constitués, à l'intérieur, d'un corps fixe avec des ailettes pour la mise en rotation de l'air. Les particules sont précipitées en périphérie puis collectées en partie basse. Le filtre cyclonique est conçu et étudié pour traiter les particules de diamètre compris entre 1 et  $10 \mu m$ .

Le filtre cyclonique a été étudié par simulation numérique (logiciel commercial CFX, Ansys Inc.). Il a également été évalué expérimentalement. L'efficacité a été mesurée par comptage particulaire entre  $0,68$  et  $12,6 \mu m$  sur des particules de silice (ISO 12103-1 A1). La perte de charge a également été mesurée. La vitesse de l'air à l'entrée du filtre était égale à  $2,5$  et  $5$  m/s.

Les résultats des simulations permettent de visualiser les lignes de courant et la distribution de pression à l'intérieur d'un double-cyclone. Des particules peuvent passer d'un cyclone à l'autre ce qui contribue à diminuer l'efficacité. Par ailleurs, les écoulements d'air n'étant pas symétriques à l'intérieur des cyclones, les efficacités des 2 cyclones d'un double-cyclone sont légèrement différentes. A la vitesse de  $2,5$  m/s, la perte de charge d'un double cyclone est estimée à  $327$  Pa. Par calcul, entre 1 et  $10 \mu m$ , l'efficacité augmente de  $55,4\%$  à  $94,7\%$  lorsque le diamètre des particules augmente (efficacité totale égale à  $74,9\%$  en considérant environ 2 000 particules sur chaque tranche granulométrique :  $1-2 \mu m$ ,  $2-3 \mu m$ , ...,  $9-10 \mu m$ ) à l'entrée du filtre.

Les valeurs expérimentales sont plus élevées que celles obtenues par simulation et les auteurs expliquent cet écart par des pertes en particules dans les conduits du banc d'essais. L'efficacité est plus élevée à  $5$  m/s qu'à  $2,5$  m/s (valeurs  $37\%$  à  $53\%$  plus faibles à  $2,5$  m/s).

Les auteurs affirment en conclusion que le nouveau double-cyclone axial est une solution peu onéreuse et efficace

pour le traitement des particules dans la fraction granulométrique 1–10 µm. Ils proposent une géométrie de filtre pour utilisation en centrale de traitement d'air (métro ou bâtiment), composée de 24 doubles-cyclones montés en parallèle (6 lignes et 4 colonnes), et indiquent qu'un pilote est en cours de fabrication. Les particules collectées sont récupérées dans un réservoir installé sous les cyclones.

### Commentaires et conclusion du lecteur

Le titre de l'article est un peu trompeur car il indique que le nouveau filtre est développé pour des applications tertiaires ("building"), ce qui n'est pas le cas.

L'idée du filtre cyclonique est intéressante car les concentrations en particules sont généralement élevées dans les couloirs du métro, mais la perte de charge (327 Pa à 2,5 m/s), certes constante, semble réhibitoire pour ce type d'application. Ce (pré) filtre est sans doute utilisable pour des applications industrielles où une perte de charge élevée est moins problématique ou en entrée d'air de machines tournantes (turbines à gaz, etc.) ou en préfiltration air moteur de véhicules évoluant en atmosphère très empoussiérée. Par ailleurs, un filtre fin doit être utilisé en complément (en aval du filtre cyclonique) pour la filtration des particules submicroniques (diamètre inférieur à 1 µm). L'efficacité totale du filtre est calculée entre 1 et 10 µm en considérant un nombre égal de particules (environ 2 000) sur chaque tranche particulaire large de 1 µm (1-2 µm, 2-3 µm, etc.), ce qui ne correspond pas à la réalité.

**Source :** S.-B. Kwon, S. Kim, D.-S. Park, Y. Cho, J. Kim, M. Kim, T. Kim (2011). Novel air filtration device for building air handling unit, *Aerosol and Air Quality Research*, Vol. 11, No. 5, 570-577.

**Article analysé par :** Alain Ginestet, CETIAT ; [alain.ginestet@cetiat.fr](mailto:alain.ginestet@cetiat.fr)

### Autres Publications d'intérêt dans cette rubrique

Kudo, Wang et al. (2012) - Fiber-optic biochemical gas sensor (bio-sniffer) for sub-ppb monitoring of formaldehyde vapor. *Journal/Sensors and Actuators B-Chemical* 161 (1):486-492.

Sekine, Fukuda et al. (2011) - Simultaneous removal of formaldehyde and benzene in indoor air with a combination of sorption- and decomposition-type air filters. *Journal/Environmental Technology* 32 (16):1983-1989.

Geiss, Cacho et al. (2012) - Photocatalytic degradation of organic paint constituents-formation of carbonyls. *Journal/Building and Environment* 48 107-112.

Cros, Morrison et al. (2012) - Long-term performance of passive materials for removal of ozone from indoor air. *Journal/Indoor Air* 22 (1): 43-53.

Araki, Tsuboi et al. (2012) - Validation of diffusive mini-samplers for aldehyde and VOC and its feasibility for measuring the exposure levels of elementary school children. *Journal/Environmental Monitoring* 14 (2): 368-374.

## News

### Appel à volontaires du CSTB

Le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) réalise actuellement une étude sur les fibres courtes d'amiante dans les bâtiments. Cette étude exploratoire, financée par le ministère du logement, le ministère de la santé et l'ANSES, vise à documenter les concentrations intérieures de ces fibres courtes d'amiante, à ce jour inconnues. Pour cela, le CSTB est à la recherche de logements, écoles, collèges, lycées et bureaux dans lesquels sont encore en place des matériaux amiantés (dalle vinyle-amiante notamment). La mesure consiste en un prélèvement d'air pendant cinq jours, dans 1 à 4 pièces du bâtiment contenant des matériaux amiantés, avec du matériel peu bruyant et non encombrant. Les résultats sont transmis aux propriétaires des bâtiments instrumentés, puis traités de façon anonyme à l'échelle de tout le panel étudié.

**Si vous avez connaissance de bâtiments qui pourraient contribuer à cette étude, merci de prendre contact avec le CSTB : [amiante@cstb.fr](mailto:amiante@cstb.fr).**

**Pour plus d'infos sur l'étude :** <http://www.cstb.fr/actualites/webzine/editions/webzine-juillet/sante-dans-les-batiments-le-cstb-lance-une-etude-sur-les-fibres-courtes-damiante.html>

**Pour plus d'informations sur les fibres courtes d'amiante :** [http://www.anses.fr/ET/DocumentsET/fibres\\_courtes\\_amiante\\_avis\\_rapport\\_Afsset\\_2009.pdf](http://www.anses.fr/ET/DocumentsET/fibres_courtes_amiante_avis_rapport_Afsset_2009.pdf)

### Mise à jour guide ADEME - Novembre 2012

L'ADEME met à jour son guide pour la qualité de l'air intérieur et fait le point sur les moyens d'éliminer les pollutions intérieures.

Ce guide rappelle les précautions à prendre pour un air de bonne qualité chez soi, notamment par le contrôle des sources. Il présente de façon détaillée les principes de la ventilation et oriente pour le choix de solutions techniques adaptées. Il fait également le point sur l'épuration de l'air intérieur. Enfin, le guide présente les dernières évolutions réglementaires (étiquetage obligatoire, surveillance de la QAI dans les établissements recevant du public, valeurs guides).

#### Guide ADEME : Un air sain chez soi :

[http://ecocitoyens.ademe.fr/sites/default/files/guide\\_ademe\\_air\\_sain\\_chez\\_soi.pdf](http://ecocitoyens.ademe.fr/sites/default/files/guide_ademe_air_sain_chez_soi.pdf)

### Recherche de partenaires OQAI

Dans le cadre de l'observatoire de la qualité de l'air intérieur, le CSTB a développé l'indice ICONE, sur lequel s'appuie le décret 2011-1728 relatif à la surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public, et recherche des partenaires industriels sur ce sujet.

Pour en savoir plus, contacter le Cabinet L. BRANDON au 01 44 54 11 30 ou [www.cabinetbrandon.com](http://www.cabinetbrandon.com)

## Manifestations

### Défis Bâtiment & Santé, 28 mai 2013 - Paris Cité des Sciences

Les prochains Défis Bâtiment & Santé auront lieu à la Cité des Sciences à Paris le 28 mai 2013 sur le thème : « La qualité de l'air des bâtiments, la concevoir, la mettre en œuvre, la préserver ». L'association Bâtiment Santé Plus et l'ISSBA (Institut Supérieur de la Santé et des Bioproduits d'Angers) organisent, en partenariat avec l'OQAI, la troisième édition du colloque Les Défis Bâtiment & Santé.

Réservez dès à présent la date dans votre agenda.

<http://www.oqai.fr/ObsAirInt.aspx?idarchitecture=272&Country=>

### Conférence internationale « Santé-environnement »

Les 19-23 août 2013 à Bâle en Suisse, les sociétés ISEE, ISES et ISIAQ organisent une conférence internationale « Santé - Environnement ». La qualité de l'air intérieur fait partie des sujets clés qui seront abordés durant cette conférence.

## Normalisation / Réglementation

- Valeurs repères d'aide à la gestion HCSP sur le trichloréthylène : (juillet 2012)

- 2 µg/m<sup>3</sup> comme valeur repère de qualité d'air ; applicable dans un délai de cinq ans, elle vise à protéger des effets cancérogènes du trichloroéthylène ainsi que des effets chroniques non cancérogènes : hépatiques, rénaux, neurologiques, immunologiques, effets sur la reproduction et le développement.

-10 µg/m<sup>3</sup> comme valeur d'action rapide ; elle déclenche la mise en œuvre d'actions correctives pour abaisser la concentration à moins de 2 µg/m<sup>3</sup> dans les bâtiments dans un délai de moins de six mois.

- Le Sénat vote l'interdiction totale du Bisphénol A / Revue de Presse 11/10/12 & Le Monde (11/10/12) - Le Sénat a voté l'interdiction totale des emballages contenant du bisphénol A à compter de 2015. - La loi sur l'interdiction s'appliquera dès 2013 pour les produits destinés aux moins de 3 ans.

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

Directeur de la publication : Vincent Lafèche

Directeur de la rédaction : Philippe Hubert

Comité de rédaction du N°36 : O. Ramalho, M-A. Kerautret, H. Baysson, E. Revelat, C. Nicolle, L. Mosqueron, V. Nedellec, G. Boulanger, R. Robichon, C. Marchand, J. Dalvai.

Maquette : Patrick Bodu

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 Sécurité 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>