



**HAL**  
open science

# Stratégies optimales de maîtrise de la qualité de l'air dans les bureaux : évaluation du potentiel des matériaux adsorbants

Guillaume Serafin

## ► To cite this version:

Guillaume Serafin. Stratégies optimales de maîtrise de la qualité de l'air dans les bureaux : évaluation du potentiel des matériaux adsorbants. Matériaux. Université de La Rochelle, 2020. Français. NNT : 2020LAROS001 . tel-03027718

**HAL Id: tel-03027718**

**<https://theses.hal.science/tel-03027718>**

Submitted on 27 Nov 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



LA ROCHELLE UNIVERSITÉ

ÉCOLE DOCTORALE  
EUCLIDE

*Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement (LaSIE)*

THÈSE

présentée par :

*Guillaume SERAFIN*

*soutenue le 11 Février 2020*

pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de La Rochelle

*Discipline : Energétique et thermique*

***Stratégies optimales de maîtrise de la qualité de l'air dans les bureaux :  
Evaluation du potentiel des matériaux adsorbants***

JURY :

*Valérie HEQUET*

*Monika WOLOSZYN*

*Patrice BLONDEAU*

*Pierre DEROUBAIX*

*Philippe GLORENNEC*

*Marion KEIRSBULCK*

*Corinne MANDIN*

*Frédéric THEVENET*

*Professeure, IMT Atlantique, Rapportrice*

*Professeure, Université Savoie Mont Blanc, Rapportrice*

*Maître de conférences, La Rochelle Université, Examineur*

*Ingénieur, ADEME, Invité*

*Professeur, École des Hautes Etudes en Santé Publique, Examineur*

*Ingénieure, ANSES, Invitée*

*Docteure, CSTB, Examinatrice*

*Professeur, IMT Lille Douai, Examineur*



# Remerciements

Ces trois années de thèse à La Rochelle Université ont été des plus enrichissantes, tant d'un point de vue scientifique et professionnel que pour l'aventure humaine à laquelle j'ai pris part, à travers les nombreuses personnes que j'ai appris à connaître et souvent à apprécier.

J'aimerais tout d'abord exprimer ici ma profonde reconnaissance à Patrice Blondeau qui m'a guidé tout au long de cette thèse. Pour ces longues discussions, pour avoir suivi au plus près jour après jour mon avancement et m'avoir donné l'envie et l'opportunité de me lancer dans la Recherche, merci infiniment.

Merci également à Corinne Mandin pour sa disponibilité malgré la distance, pour ses remarques pertinentes sur tous les aspects de cette thèse et particulièrement pour son expertise sur tout un pan de la Qualité de l'Air Intérieur pour lequel j'avais tout à apprendre.

Je remercie également les membres de mon jury d'avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse : Monika Woloszyn et Valérie Héquet en qualité de rapportrices, Frédéric Thévenet et Philippe Glorennec en qualité d'examineurs, et Marion Keirsbulck et Pierre Deroubaix en qualité d'invités. Merci pour la lecture attentive et intéressée que vous avez eu de mon manuscrit et pour l'échange riche d'enseignements qui a suivi ma soutenance.

Merci à l'ADEME pour m'avoir financé pendant ces trois années me permettant ainsi de mener sereinement mon travail à terme dans des conditions favorables. Je remercie particulièrement la cellule Thèses de l'ADEME ainsi que Nathalie Poisson pour l'organisation des journées Doctorants qui sont chaque année des moments de partages agréables et enrichissants.

Merci également au CSTB qui m'a donné les moyens techniques et humains de réaliser mes expérimentations de thèse. Merci particulièrement au personnel du laboratoire Pollem du CSTB de Grenoble de m'avoir accueilli pendant une période de six mois, à François Maupetit d'avoir supervisé avec intérêt le déroulement des essais, à Mélanie Nicolas, Stéphane Delaby et à toute l'équipe technique du laboratoire : Priscilla Thiry, Jean-Charles Francony et Gwendal Loisel sans qui ces expérimentations n'auraient pas pu être possibles.

Merci à tous mes collègues au LaSIE, doctorants, post-docs et titulaires pour votre soutien et particulièrement à Marc Abadie pour son aide sur la partie modélisation. Mention spéciale à tous les occupants du bureau 150A avec qui j'ai partagé mon quotidien pendant 5 ans, les joies comme les tracas, ceux qui sont partis et ceux qui sont toujours là : Thomas, Simon, Louis, Mourad, Ying, Sébastien, Malek, Wei... pour ne citer qu'eux.

Un grand merci à l'ADocs qui m'a permis de m'épanouir pleinement au sein de l'Université à travers de nombreux projets de promotion de la recherche doctorale et surtout de très belles rencontres qui brisent les frontières entre laboratoires et rendent le quotidien trépidant. Sans l'ADocs ces dernières années n'auraient clairement pas eu la même intensité. Longue vie à l'ADocs !

Merci à mes parents, à mon frère, et merci à la Mifa, mes potes de toujours, pour leur soutien quotidien et indéfectible, même à plusieurs centaines de kilomètres.

Enfin j'ai une pensée toute particulière pour toi, pour ta joie et ton amour qui m'ont permis de ne jamais baisser les bras. Un avenir radieux nous attend tous les trois, j'en suis certain. Merci Chloé.

# Table des matières

## Introduction : Contexte et objectifs

## Chapitre 1 : Caractérisation expérimentale du potentiel des matériaux adsorbants pour l'amélioration de la qualité de l'air

1. Matériels et méthodes .....	11
1.1. Constitution de l'échantillon expérimental de matériaux .....	11
1.2. Sélection des polluants étudiés.....	12
1.3. Description des dispositifs et protocoles expérimentaux.....	14
1.3.1. Cadre commun aux essais .....	14
1.3.2. Conditionnement et mesure des émissions des matériaux.....	15
1.3.3. Caractérisation des flux adsorbés et de l'innocuité .....	17
1.3.3.1. Banc d'essai .....	18
1.3.3.2. Protocole de mesure et détermination des flux .....	22
1.3.4. Évaluation de la capacité d'adsorption des matériaux et caractérisation de l'irréversibilité de l'adsorption .....	23
1.3.5. Capacité de réduction des émissions par les matériaux supports.....	27
2. Résultats et discussion .....	29
2.1. Emissions en polluants par les matériaux.....	29
2.2. Caractérisation des flux adsorbés et de l'innocuité .....	32
2.3. Capacités d'adsorption et irréversibilité .....	38
2.4. Potentiel de réduction des émissions à la source.....	43
3. Conclusion .....	46

## Chapitre 2 : Modélisation des matériaux adsorbants intégrés aux bâtiments de bureaux

1. Modélisation dynamique des transferts couplés matériaux/ambiance .....	49
1.1. Modélisation élémentaire des transferts dans les matériaux.....	49
1.2. Modélisation des écoulements d'air et des transferts de polluants dans l'ambiance.....	55
1.2.1. Modélisation zonale des transferts aérauliques .....	55

1.2.2.	Modélisation des transferts de polluants dans l'ambiance .....	56
1.3.	Intégration des modèles dans TRNSYS.....	58
2.	Paramétrage du modèle de transfert de formaldéhyde dans les matériaux.....	60
2.1.	Coefficient d'échange h.....	61
2.2.	Coefficient de diffusion et de partition .....	61
2.3.	Paramètres de réactivité chimique .....	64
3.	Simulation de l'impact des matériaux adsorbants sur la qualité de l'air intérieur .....	66
3.1.	Description de l'environnement simulé.....	66
3.1.1.	Configuration architecturale et mode opératoire.....	66
3.1.2.	Systèmes de ventilation/conditionnement d'air et zonage de l'ambiance .....	70
3.2.	Etudes de cas.....	75
3.2.1.	Hétérogénéité des concentrations dans la pièce .....	75
3.2.2.	Efficacité et durée d'activité des matériaux adsorbants.....	80
3.2.3.	Réduction des émissions à la source : bâtiment neuf ou étude d'intervention .....	87
3.2.4.	Potentiel des matériaux adsorbants par référence à d'autres stratégies de contrôle de la qualité de l'air .....	94
4.	Conclusion .....	100

## Chapitre 3 : Recherche de nouveaux traceurs pour évaluer les solutions d'amélioration de la QAI dans les bâtiments de bureaux

1.	Revue bibliographique.....	102
1.1.	Polluants et concentrations dans l'air des bâtiments de bureaux.....	102
1.2.	Effets sur la santé et évaluation des risques .....	106
1.2.1.	Caractérisation du risque pour les effets à seuil .....	107
1.2.2.	Caractérisation du danger et du risque cancérigène .....	109
1.3.	Méthodes de hiérarchisation existantes.....	110
2.	Méthode de hiérarchisation développée.....	113
2.1.	Bases de développement .....	113
2.2.	Caractérisation du risque pour les effets à seuil .....	115
2.2.1.	Indice de Risque .....	115
2.2.2.	Données d'exposition.....	116
2.2.3.	Valeurs toxicologiques de référence.....	118
2.3.	Indice de danger Cancérigène, Mutagène, Reprotoxique et Perturbateur Endocrinien (CMRPE).....	118

2.4.	Représentation graphique.....	121
3.	Analyse des résultats.....	122
3.1.	Substances prioritaires.....	122
3.2.	Sensibilité des résultats aux hypothèses retenues .....	130
3.2.1.	Voies d'exposition considérées .....	130
3.2.2.	Représentativité des concentrations utilisées pour juger de l'exposition .....	130
3.2.3.	Choix des valeurs toxicologiques.....	131
3.3.	Substances non évaluées ou disposant d'un faible nombre de mesures .....	132
4.	Mesures in situ réalisées dans le cadre du projet POEME .....	136
4.1.	Présentation de l'étude.....	136
4.1.1.	Bâtiments enquêtés .....	136
4.1.2.	Substances recherchées et protocoles expérimentaux .....	137
4.2.	Résultats et conséquences sur la hiérarchisation .....	142

## Conclusion : Synthèse et perspectives

### Table des Annexes

Annexe 1 – Flux adsorbés en fonction de la charge de polluant pour les matériaux actifs et leur équivalent standard .....	167
Annexe 2 – Détail de la discrétisation des équations des modèles de parois et de la linéarisation du terme de réactivité .....	173
Annexe 3 – Ajustement du modèle aux résultats des essais de caractérisation des flux d'adsorption pour l'évaluation des constantes $KC_s^0K_L$ et $K_L$ .....	176
Annexe 4 – Etude de sensibilité des concentrations calculées dans l'ambiance en fonction du pas de temps.....	179
Annexe 5 – Informations complémentaires concernant les organismes de santé publique .....	181
Annexe 6 – Informations concernant les études retenues pour la hiérarchisation .....	184
Annexe 7 – Données de concentration et valeurs toxicologiques de références utilisées pour le calcul des Indices de Risque (IR).....	186
Annexe 8 – Classement des substances évaluées dans les différentes classifications de danger pour la catégorisation CMRPE .....	194
Annexe 9 – Liste des substances présentes dans au moins une base de données de substances et susceptibles d'être émises dans l'air des bureaux.....	196

# *Introduction :*

## *Contexte et objectifs*

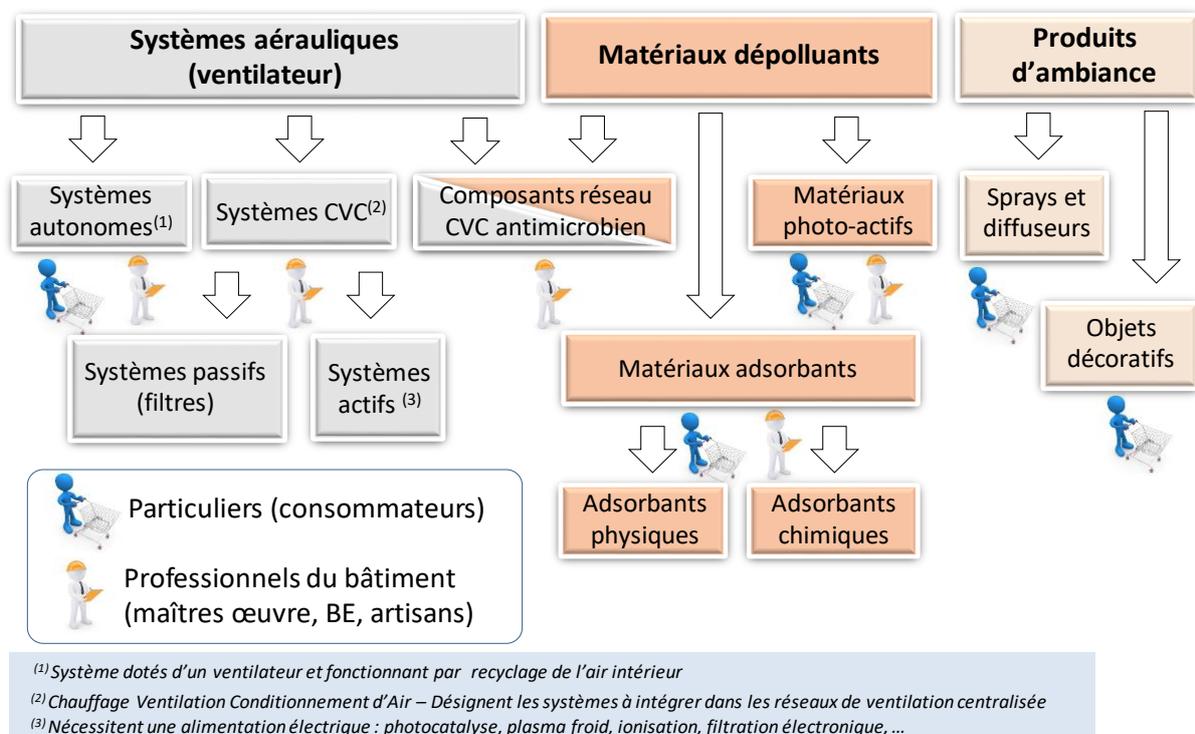
Le secteur du bâtiment représente 44 % de l'énergie consommée en France et émet plus de 123 millions de tonnes de CO<sub>2</sub>, ce qui en fait l'un des domaines clés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la transition énergétique (ADEME, 2018). En ce sens, au cours de deux dernières décennies, les recherches appliquées au bâtiment ont majoritairement été centrées sur les aspects énergétiques, qu'elles concernent la définition de moyens de réduction des charges de chauffage et de climatisation (isolation, récupération de chaleur, contrôle intelligent à partir de capteurs, lutte contre les îlots de chaleur urbains, etc.), la valorisation des énergies renouvelables, ou l'efficacité des systèmes de production d'énergie dans les bâtiments neufs et réhabilités. L'ensemble des résultats obtenus a permis de guider les politiques publiques et de faire évoluer les réglementations thermiques pour satisfaire les engagements de réduction des émissions carbonées pris par la France à l'échelle internationale. Après la Réglementation thermique (RT) 2005 et la RT 2012, l'instauration programmée en 2021 du label E+C- comme nouvelle réglementation applicable au bâtiment marquera ainsi un nouveau cap vers la construction de bâtiments beaucoup plus respectueux de l'environnement.

Comparativement, la qualité de l'air intérieur (QAI) a pendant longtemps été considérée comme une composante marginale des problématiques environnementales, et une préoccupation mineure dans le domaine du bâtiment. Les nombreuses études qui ont été menées en France et dans le reste du monde au cours des vingt dernières années ont cependant permis de mieux appréhender l'état de la pollution dans les différents lieux de vie, de mettre en avant son impact sur la santé, de chiffrer son coût économique, et finalement d'inscrire la qualité de l'air intérieur comme une problématique environnementale à part entière. Dans son rapport de 2014, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a ainsi évalué à 8 millions le nombre de décès prématurés par an dus à une mauvaise qualité de l'air, plus de la moitié d'entre eux étant directement attribués à la qualité de l'air intérieur (WHO, 2014). En France, l'étude commanditée par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, du travail et de l'environnement (ANSES) a pour sa part conclut que le coût socio-économique de la qualité de l'air intérieur, calculé sur la base de la mortalité précoce, de la perte de qualité de vie et des coûts des soins, était de 19,5 milliards d'euros par an, dont 14,5 milliards d'euros directement imputables aux particules fines (ANSES, 2014). L'impact économique d'une qualité de l'air intérieur dégradée ou défectueuse concerne également la sphère privée, par le biais de la baisse de productivité des salariés et/ou de l'augmentation de l'absentéisme au travail qui peut en résulter (Milton, Glencross et Walters, 2000 ; Seppanen, Fisk et Lei, 2006 ; Wargocki et Wyon, 2007 ; Fisk, Black et Brunner, 2012 ; Fisk, Mirer et Mendell, 2009). Les coûts évalués sur la base de l'extrapolation des résultats d'études sur site ou de tests de performance en environnements contrôlés témoignent d'un phénomène qui n'a rien de marginal. Enfin, il convient de relever que la médiatisation croissante des problèmes de pollution atmosphérique, les articles publiés dans la presse ou les émissions informant des risques liés au confinement des locaux, et la possibilité désormais offerte au grand public de mesurer la qualité de l'air par des applications smartphones ou des appareils dédiés, ont contribué à une prise de conscience des populations sur la nécessité d'agir pour améliorer la qualité de l'air intérieur. Tous ces facteurs ont

également contribué à faire émerger une offre de produits revendiquant des vertus vis-à-vis de la qualité de l'air intérieur (produits peu émissifs ou à base de substance dites naturelles par exemple) ou une action de dépollution de l'air intérieur.

Dans ce contexte, il apparaît évident que le véritable défi à relever par la communauté scientifique est de définir des solutions qui permettent de concilier les préoccupations énergétiques, sanitaires et de confort des usagers, alors que ces notions sont souvent considérées comme antagonistes. Il existe en définitive trois leviers pour agir sur la qualité de l'air, avec chacun des implications différentes sur les consommations énergétiques des bâtiments : le contrôle des sources, la ventilation et l'épuration. Ces leviers ne sont en rien exclusifs mais définissent au contraire une graduation communément admise dans les moyens qui doivent être déployés pour l'obtention d'un air sain. Le contrôle des sources, c'est-à-dire le choix de matériaux et de produits qui n'émettent pas ou peu de polluants dans l'air intérieur est la mesure la plus pragmatique, la plus efficace en termes énergétiques, et finalement la première des mesures à envisager dans toute réflexion. La ventilation constitue pour sa part la solution « historique » de contrôle de la pollution de l'air intérieur. Elle trouve cependant aujourd'hui des limites d'ordres énergétique dans le contexte réglementaire qui régit la construction, et sanitaire au vu de la répétition des épisodes de pollution atmosphérique en milieu urbain et péri-urbain (pollution de l'air dit « neuf » introduit par le système de ventilation). L'épuration de l'air constitue pour sa part un marché émergent en pleine évolution, avec une large gamme de produits destinés à la vente aux particuliers et aux professionnels de la construction.

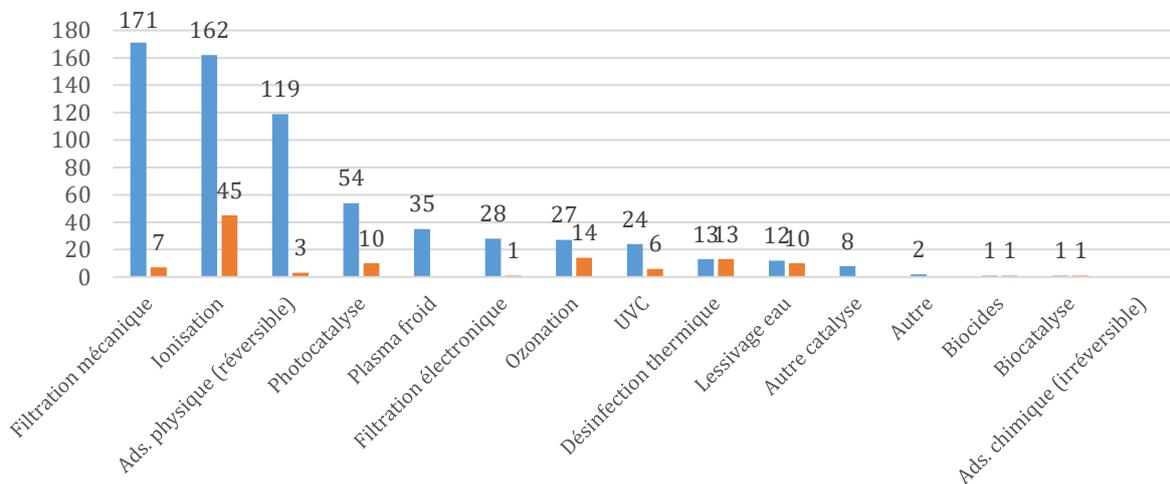
Une étude de marché commandée par l'ANSES en 2015 a ainsi permis de recenser 491 dispositifs d'épuration d'air intérieur proposés à la vente sur le territoire français (ANSES, 2017). La Figure 1 montre que l'offre se décline en trois grandes familles de produits selon le procédé de traitement mis en œuvre dans le bâtiment : les systèmes aérauliques, les produits d'ambiance et les matériaux dépolluants.



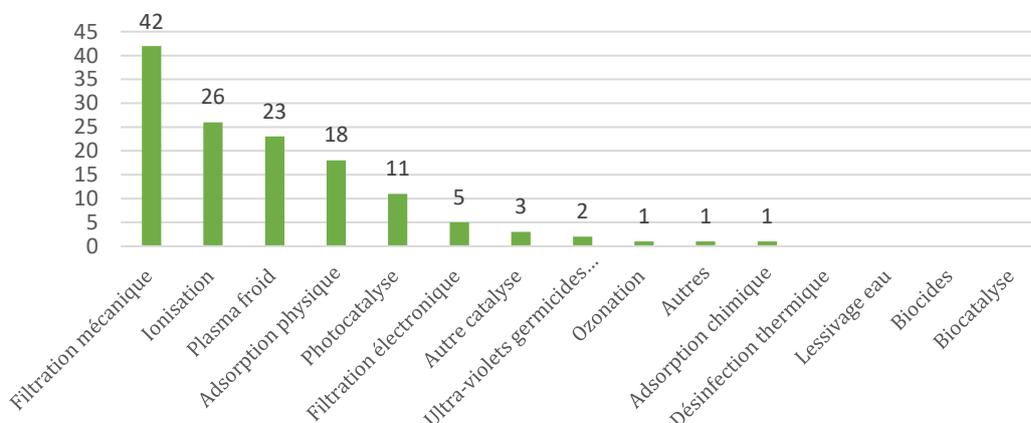
**Figure 1 :** Classification des solutions d'épuration disponibles pour les bâtiments tertiaires et résidentiels (les pictogrammes indiquent si les produits s'adressent plutôt aux particuliers ou aux professionnels du bâtiment)

Les systèmes aérauliques opèrent par le biais de ventilateurs qui acheminent l'air jusqu'au procédé d'épuration. Ils se subdivisent en deux catégories :

- Les épurateurs autonomes sont disposés à l'intérieur d'une pièce et fonctionnent par recyclage interne, sans aucune interaction avec la ventilation du bâtiment : l'air est aspiré par le ventilateur intégré aux appareils, dépollué au passage du (des) procédé(s) d'épuration, et réinjecté dans la pièce. Ils représentent la très grande majorité des 491 produits d'épuration répertoriés dans l'étude de l'ANSES avec 312 appareils mobiles (appelés épurateurs d'air domestiques, à brancher sur une prise électrique), mais aussi 61 unités terminales de climatisation (systèmes split de types consoles murales, plafonnier ou ventilo-convecteur) dans lesquelles la présence d'un procédé de dépollution a été identifiée. Les technologies utilisées pour l'épuration de l'air peuvent être très différentes d'un appareil à l'autre (Figure 2 et Figure 3). Dans deux tiers des cas, les unités mobiles agrègent au moins 2 technologies différentes pour traiter un large spectre de polluants de l'air intérieur.



**Figure 2 :** Technologies utilisées par les épurateurs autonomes de type unités mobiles (en orange les appareils n'intégrant qu'une technologie, en bleu les appareils agrégeant au moins 2 technologies), d'après ANSES (2017)



**Figure 3 :** Répartition des technologies utilisées dans les épurateurs autonomes de type climatiseurs, d'après ANSES (2017)

La performance des épurateurs autonomes, en termes d'abattement des concentrations intérieures en polluants à attendre, se mesure à travers leur débit d'air épuré (ou CADR pour Clean Air Delivery Rate), défini par :

$$CADR = Q \varepsilon \quad (1)$$

Où  $Q$  ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) est le débit d'air traité et  $\varepsilon$  est son efficacité d'épuration définie par les concentrations en polluants à l'entrée ( $C_e$ ) et à la sortie ( $C_s$ ) de l'appareil :

$$\varepsilon = \frac{C_e - C_s}{C_e} \quad (2)$$

Les méthodes à mettre en œuvre pour déterminer le CADR sont définies dans la norme B44-200, ou dans des normes spécifiques aux technologies mises en œuvre dans les appareils (norme NF EN 16846-1 pour la photocatalyse par exemple).

Les épurateurs autonomes font toujours l'objet de recherche dans le but de faire évoluer les normes (Ginestet *et al.*, 2008 ; Thevenet et Héquet, 2017), de caractériser la performance et l'innocuité des appareils en vue de l'encadrement réglementaire des ventes en France (Nicolas *et al.*, 2012), ou d'identifier les configurations techniques qui maximisent l'efficacité d'épuration (Costarramone *et al.*, 2015).

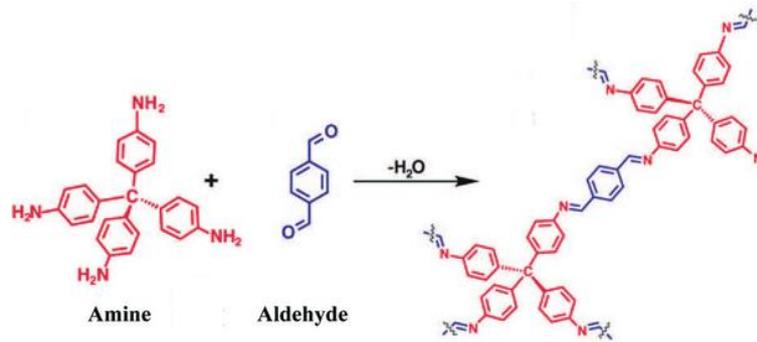
- Les épurateurs dits CVC (pour Chauffage Ventilation et Conditionnement d'air) sont des systèmes à intégrer dans le réseau de ventilation ou dans la centrale de traitement d'air des bâtiments. Ils fonctionnent par conséquent dans les conditions de débit, de température et d'humidité imposées par la ventilation et/ou le conditionnement d'air des bâtiments. Ces systèmes ont essentiellement été étudiés dans le contexte de maisons individuelles, et donc testés in situ ou dans une veine aéraulique avec des débits de quelques centaines de  $\text{m}^3$  par heure au maximum. Les études ont cherché à mesurer leur efficacité en fonction des paramètres opératoires (Sidheswaran *et al.*, 2012 ; Hodgson *et al.*, 2007 ; Destailats *et al.*, 2012), ou à caractériser la production de composés secondaires indésirables, en particulier d'ozone (Shaughnessy, Reisdorph et Morrison, 2014 ; Siegel, Novoselac et Morrison, 2014 ; Zhang *et al.*, 2011). La propension de ces systèmes à améliorer la qualité de l'air intérieur dans des immeubles de bureaux climatisés, impliquant donc un recyclage partiel de l'air intérieur, ainsi que les consommations énergétiques afférentes à leur mise en œuvre, ont été caractérisées dans le cadre de la thèse de Turreilles (2015), par une approche couplant des mesures sur banc d'essai de l'efficacité et de l'innocuité de 6 systèmes commerciaux, et la modélisation des systèmes installés sur le circuit d'air recyclé d'un bâtiment représentatif soumis à différentes sollicitations climatiques et environnementales. Les résultats ont notamment permis de montrer que si les solutions de filtration combinées particulaire et moléculaire restaient les plus performantes en termes de qualité de l'air, elles représentaient une charge énergétique importante dans les bâtiments de nouvelle génération.

Les produits d'épuration dits d'ambiance incluent principalement les sprays assainissants naturels ou de synthèse, qui dominent largement le marché avec un volume annuel de ventes estimé à 22 millions d'unités en France (ANSES, 2017). Ces sprays revendiquent parfois une action antimicrobienne, mais

ils ciblent généralement la problématique du confort olfactif, en masquant ou en neutralisant les molécules odorantes avec des molécules cages (cyclodextrines).

Les matériaux dits « dépolluants » sont des matériaux fonctionnalisés pour capter et neutraliser ou détruire les polluants de l'air intérieur. Ils se répartissent eux aussi en deux grandes catégories suivant les principes actifs ajoutés pour leur conférer ces propriétés :

- Les matériaux photo-actifs (ou photocatalytiques) utilisent le principe de la photocatalyse. c'est-à-dire la minéralisation des COV suite à l'activation d'un semiconducteur (souvent du dioxyde de titane) par un rayonnement lumineux. ;
- Les matériaux adsorbants, aussi appelés « matériaux sorptifs » contiennent pour leur part des principes actifs capables de fixer durablement ou de décomposer les composés organiques volatils adsorbés. La nature de ces principes actifs définit dans les faits trois classes de matériaux, avec des effets différents à attendre sur la qualité de l'air, et sans qu'il ne soit nécessairement possible de définir à quelle classe appartient un matériau à partir de ses seules documentations techniques et commerciales :
  - Les matériaux contenant un principe actif qui est un adsorbant physique ont pour effet d'amplifier la capacité d'adsorption physique dont disposent naturellement tous les matériaux de construction. Ils peuvent potentiellement capter une grande variété de polluants, mais les molécules sont adsorbées physiquement : elles restent liées aux sites actifs de surface par des liaisons électrostatiques relativement faibles (typiquement des forces de van der Waals), conservent leur identité, et peuvent être désorbées, donc réémises dans l'air, sous l'effet d'une augmentation de température, d'une diminution de concentration dans l'air, de l'humidité ou d'un rayonnement incident. Il s'agit donc d'une adsorption réversible ;
  - Les matériaux contenant un principe actif qui est un adsorbant chimique, c'est-à-dire un agent capable de fixer des polluants spécifiques par une liaison forte s'apparentant à une réaction chimique, donnent lieu à la formation d'un complexe stable avec l'adsorbant, et éventuellement de sous-produits qui sont désorbés dans l'air. À titre d'illustration, la Figure 4 présente un adsorbant chimique capable de fixer les aldéhydes par leur fonction amine  $\text{NH}_2$ . La réaction chimique entre ce groupement amine et l'aldéhyde contribue à former un complexe stable appelé base de Schiff. L'atome d'oxygène libéré par l'aldéhyde et les deux atomes d'hydrogène libérés par l'adsorbant au cours de la réaction se recombinent pour former une molécule de vapeur d'eau qui est libérée dans l'air. L'adsorption est dans ce cas sélective ;
  - Les matériaux contenant des agents actifs de type catalyseur sont capables d'initier une succession de réactions d'oxydation, devant conduire à la minéralisation des molécules organiques adsorbées, c'est-à-dire leur transformation en dioxyde de carbone et vapeur d'eau, plus éventuellement d'autres substances inorganiques. Ce processus se produit à température ambiante et sans qu'il n'y ait besoin d'un rayonnement incident comme pour les matériaux photo-actifs. Comme pour tous les procédés d'épuration par oxydation, ces matériaux peuvent toutefois être sujets au problème de minéralisation incomplète, qui se manifeste par la libération dans l'air de substances potentiellement plus dangereuses pour la santé que ne le sont les polluants primaires.



**Figure 4** : Exemple d'adsorption chimique permettant de capter un aldéhyde (Uribe-Romo *et al.*, 2009)

Contrairement aux systèmes d'épuration aérauliques, les matériaux dépolluants agissent sur la qualité de l'air de façon totalement passive, c'est-à-dire sans aucun appel d'énergie ou surconsommation d'énergie induite par leur intégration au bâtiment. D'une certaine manière, ils remettent également en cause la hiérarchie des moyens à déployer pour contrôler la qualité sanitaire des bâtiments puisqu'ils peuvent être envisagés comme un moyen d'amélioration de la qualité de l'air intérieur par captation des polluants émis dans l'ambiance, à l'instar de ce que font les systèmes d'épuration aérauliques autonomes ou CVC, mais aussi par la réduction des émissions dans l'ambiance des matériaux qu'ils recouvrent. En ce sens, ils rentrent autant dans la catégorie des procédés de contrôle des sources (les émissions par les matériaux de construction demeurent des sources dominantes malgré les progrès importants engendrés par l'instauration de l'étiquetage obligatoire de leurs caractéristiques d'émission), que des procédés d'épuration proprement dits. Indépendamment des questions relatives à leur efficacité, les matériaux dépolluants présentent donc des caractéristiques intrinsèques qui répondent aux différents enjeux auxquels doivent faire face les bâtiments du futur.

Sans qu'elles ne soient pléthoriques, les quelques études qui ont visé à caractériser la performance des matériaux photo-actifs conduisent à des conclusions consensuelles concernant l'intérêt d'y recourir dans les opérations de construction ou de réhabilitation. La plupart d'entre elles visent à qualifier en chambre expérimentale, à la fois l'abattement des concentrations de divers polluants caractéristiques de l'air intérieur et la production de composés secondaires. Différents médias intégrant des oxydes de titane sont soumis à un rayonnement plus ou moins représentatif du rayonnement solaire ou d'éclairage intérieur. Salthammer et Fuhrmann (2007) ont par exemple évalué 3 peintures photo-actives différentes pour lesquelles ils tirent les mêmes conclusions, à savoir que même soumises à un rayonnement UV, bien qu'ils observent un effet sur le dioxyde d'azote également observé dans d'autres études (Hot *et al.*, 2018 ; Yu *et al.*, 2018), aucun abattement de la concentration en COV injectés dans l'air à son contact n'a pu être constaté. De plus, ils constatent l'apparition de composés secondaires issus des réactions catalytiques qui pourraient être nocifs pour l'homme. Plus problématique encore, dans le cas de peintures à base de liants organiques, Geiss *et al.* (2012) démontrent que ce sont ces liants qui seraient dégradés par la réaction de catalyse et seraient responsables de l'émission de formaldéhyde, d'acétaldéhyde, d'acétone et d'autres molécules légères dans l'environnement. Cette technologie a également été intégrée à des fibres de coton utilisées pour la fabrication de revêtements muraux. Pour cette application, Taoda *et al.* (2006) ont constaté un abattement important des concentrations de toluène et d'acétaldéhyde, même soumis à une lampe fluorescente plutôt qu'à un rayonnement UV, puisqu'en un jour ils constatent en environnement clos un abattement de 90 % de la concentration initiale de toluène (1 ppm) et la décomposition de 100 ppm d'acétaldéhyde en 20h. Pour une application similaire, Dong *et al.* (2007) ont quant à eux évalué

l'influence de la méthode d'imprégnation des fibres, de la concentration de principe actif et des conditions environnementales (humidité relative, concentration initiale) sur la dégradation de l'ammoniac. De façon similaire, Gunschera *et al.* (2009) ont étudié la performance de 4 dalles de plafond photo-actives dont 3 références commerciales dans des conditions d'éclairage et d'exposition à un mélange de COV qui se veulent représentatives des milieux intérieurs. Les résultats sont assez hétérogènes pour chaque couple polluant/matériau mais il a surtout été observé l'apparition ou la hausse des concentrations de plusieurs COV.

Les matériaux adsorbants ont également fait l'objet d'études, moins nombreuses que pour les matériaux photo-actifs, mais caractérisées par la grande variété de principes actifs intégrés dans ces matériaux. Utilisés depuis de nombreuses années déjà, les scavengers sont des adsorbants chimiques assez utilisés. Ils sont la plupart du temps vendus pour leur efficacité à agir contre le formaldéhyde. C'est à cette fin que Vennekens *et al.* (2014) ont évalué l'efficacité de captation de matériaux en plâtre (cloison et dalle de plafond) intégrant des scavengers pour plusieurs niveaux de concentration. De même, Blondeau *et al.* (2014) ont étudié l'influence de la concentration mais aussi de la température et de l'humidité relative sur l'efficacité de revêtements muraux intégrant des scavengers. Ces études sont toutes deux arrivées à la conclusion que l'efficacité de captation du formaldéhyde par ces matériaux variait linéairement en fonction de la concentration dans l'ambiance autour du matériau. D'autre part, les charbons actifs ayant été largement étudiés pour leurs propriétés adsorbantes appliquées à la filtration moléculaire à des fins industrielles, leur intégration à des matériaux de construction a également été étudiée. Ainsi, Seo *et al.* (2009) ont comparé en chambres expérimentales de petits volumes, l'adsorption de toluène, éthylbenzène, de p-xylène et de styrène dans plusieurs matériaux (tuiles de céramique et des plaques de plâtre) contenant des charbons actifs et leurs équivalent standard sans charbon actif. Des tests pour évaluer les quantités de substances adsorbées dans le matériau ont été effectués pendant plusieurs jours puis il s'en est suivi d'une phase de désorption pour évaluer la part d'adsorption irréversible. Sekine et Nishimura (2001) ont quant à eux associé des oxydes de manganèse à des charbons actifs qu'ils ont pressés pour en faire des plaques de matériaux adsorbant afin de caractériser leur performance vis-à-vis de l'élimination du formaldéhyde sous différentes conditions environnementales. Contrairement à Blondeau *et al.*, (2014), le niveau de concentration auquel été soumis le matériau a eu peu d'influence sur sa performance alors que la température et l'humidité relatives étaient des paramètres sensibles. En plus de sa caractérisation en chambre expérimentale, ce matériau prototype a été testé dans un logement et a permis de réduire la concentration de formaldéhyde de 0,21 ppm en moyenne à 0,04 ppm pendant plus de 7 mois. Cette double caractérisation en laboratoire d'une part et en grandeur nature d'autre part a également été réalisée dans un autre logement lors d'une étude japonaise par Oikawa, Shindo et Sekine (2014) pour caractériser la performance d'un polymère aux propriétés adsorbantes, toujours vis-à-vis du formaldéhyde. Des mesures ont été effectuées dans les différentes pièces du logement avant et après application du revêtement polymère sur certaines surfaces, constatant une baisse des concentrations en formaldéhyde pour arriver à des niveaux semblables aux concentrations extérieures. L'influence de la méthode expérimentale utilisée pour la caractérisation des différents aspects de ces matériaux adsorbants a également fait l'objet de recherches. Dans cette optique, Kim et Tanabe (2014) ont comparé deux méthodes d'évaluation et ont discuté la pertinence des indicateurs que sont le flux d'adsorption et le renouvellement d'air équivalent. Plus récemment, Thevenet *et al.* (2018) ont développé une méthode basée sur l'évaluation de l'isotherme de sorption du toluène et du formaldéhyde sur deux matériaux adsorbants (des plaques de plâtres), un adsorbant chimique et un adsorbant physique, comparés à un matériau standard. Cette approche vise à estimer la durée d'efficacité de ces matériaux par l'évaluation de leur capacité d'adsorption à des concentrations réalistes et l'influence de l'humidité relative sur cette performance.

L'arrivée sur le marché des matériaux adsorbants s'est accompagnée de la publication des normes ISO 16000-23 (formaldéhyde) et ISO 16000-24 (COV) qui définissent les protocoles expérimentaux à mettre en place pour caractériser l'efficacité d'épuration du formaldéhyde (ISO 16000-23) et des COV (ISO 16000-24). La norme NF ISO 16000-23 spécifie notamment un niveau de génération en formaldéhyde égal à la valeur de référence de l'OMS, soit  $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ , et une concentration doublée ( $200 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) ou réduite de moitié ( $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) pour étudier l'influence de la concentration sur les performances d'épuration. Pour les COV autres que le formaldéhyde, la norme NF ISO 16000-24 ne spécifie pas de composés cibles et, par conséquent pas de valeurs de concentration de référence à utiliser pour caractériser les performances d'épuration des produits à tester. La norme ISO 16000-23 spécifie également que les matériaux adsorbants doivent être testés avec un taux de renouvellement d'air de la chambre égale à  $0,5 \text{ h}^{-1}$  et un taux de charge (rapport entre surface de matériau et volume de la chambre d'essai) représentatif de l'usage (sol, plafond ou mur). Dans tous les cas, ces conditions sont définies pour garantir que les concentrations mesurées en sortie de la chambre d'essai soient représentatives de l'abattement qui pourrait être mesuré dans une pièce réelle.

Les travaux de recherche menés dans le cadre de cette thèse ont pour cadre général la qualité de l'air dans les immeubles de bureaux et incluent deux contributions à ce domaine.

La première contribution est une évaluation du potentiel des matériaux adsorbants pour l'amélioration de la qualité de l'air dans ces environnements, par une approche originale associant des tests en chambre environnementale de petit volume et des simulations numériques. Ainsi, contrairement à ce que proposent les normes ISO 16000-23 et ISO 16000-24, les expérimentations en environnement contrôlé présentées dans le 1<sup>er</sup> chapitre ne visent pas à mesurer directement l'abattement des concentrations en polluants que peuvent susciter les matériaux adsorbants dans une pièce jugée représentative, mais à déterminer les paramètres physiques qui permettent d'aborder toutes les composantes de la performance, directement ou par le biais des simulations numériques : spectre de polluants traités, flux adsorbés dans l'air, réduction des émissions par les matériaux supports, réversibilité de l'adsorption, et maintien de la performance d'épuration dans le temps. Les modèles développés pour représenter le comportement des matériaux adsorbants intégrés au bâtiment, ainsi que les méthodes utilisées pour déterminer leurs paramètres à partir des résultats expérimentaux ou de données bibliographiques, sont décrits dans le chapitre 2. Ce deuxième chapitre présente également les simulations réalisées et une analyse critique des résultats obtenus.

L'approche combinant expérimentations et modélisation déterministe qui a été choisie se distingue de toutes les études préalables sur les matériaux adsorbants. Elle s'accorde parfaitement avec les caractéristiques physiques du problème traité puisque comme cela est démontré dans le chapitre 1, les flux adsorbés par les matériaux, et donc leur impact sur la qualité de l'air intérieur, dépendent des conditions ambiantes, et en particulier des concentrations en polluants dans l'air intérieur. Or ces concentrations sont déterminées par les émissions internes au bâtiment, la ventilation, les réactions chimiques et donc l'adsorption par les matériaux. En ce sens, les notions d'efficacité et d'impact sur la qualité de l'air des matériaux adsorbants sont indissociables. Seule une approche globale par modélisation des transferts couplés entre l'ambiance et les matériaux qui la délimitent permet de les appréhender de manière pleine et rigoureuse. Comparativement à une approche purement expérimentale, l'approche couplée « essais en environnement contrôlé » et « modélisation » présente en outre deux avantages majeurs pour l'étude du potentiel des matériaux adsorbants : d'une part elle permet de multiplier les cas d'étude en faisant varier les conditions opératoires des bâtiments simulés, et d'autre part elle permet d'analyser le comportement des matériaux sur des échelles de temps de l'ordre de l'année.

Le second volet de la recherche ouvre la discussion sur la question plus générale de la qualification de la qualité de l'air dans les environnements de bureaux. La qualité de l'air intérieur varie largement du fait des nombreux agents chimiques, physiques ou biologiques que l'on peut trouver dans les bâtiments, et de leur variabilité spatio-temporelle. La qualité de l'air intérieur est souvent appréhendée sous le prisme simplificateur de quelques traceurs bien connus. Le chapitre 3 propose une méthode dynamique de hiérarchisation des polluants de l'air intérieur, spécifique aux bâtiments de bureaux, destinée à faire ressortir les polluants d'intérêt prioritaire à partir des données d'exposition et des connaissances toxicologiques actuelles. La méthode a dans un premier temps été appliquée aux données de concentrations publiées dans la littérature scientifique au cours des 15 dernières années. Les conclusions ont ensuite été affinées en introduisant dans la base de données les concentrations de 113 substances qui ont été mesurées en 2018-2019 dans 30 immeubles de bureaux situés en Nouvelle-Aquitaine.

# *Chapitre 1 :*

## *Caractérisation expérimentale du potentiel des matériaux adsorbants pour l'amélioration de la qualité de l'air*

La partie expérimentale des travaux a été développée au laboratoire POLLEM de Grenoble dans le cadre du projet AIMANT (appel à projets CORTEA 2016) qui associait le LaSIE de La Rochelle Université et le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment. Diverses mesures en chambre environnementale de petit volume ont été réalisées sur 6 matériaux adsorbants pour aborder tous les aspects de leur performance, à savoir :

- Leur spectre d'action, c'est-à-dire la gamme de polluants qui peuvent être neutralisés ou décomposés ;
- L'efficacité de captation des polluants présents dans l'air intérieur, qui se traduit ici par la mesure des flux de polluants adsorbés par les matériaux en fonction des conditions environnementales auxquelles ils sont soumis ;
- Le maintien de la performance dans le temps, permettant de définir leur durée d'activité dans des conditions représentatives de bâtiments réels ;
- La vérification de l'irréversibilité de l'adsorption (y compris sous contrainte thermique) et l'innocuité en termes de réémission possible de composés secondaires dans l'ambiance ;
- La capacité des matériaux adsorbants à réduire les émissions de leurs matériaux supports par captation des polluants à la source.

Les paragraphes qui suivent présentent successivement les critères qui ont présidé au choix des matériaux et des polluants d'essai (paragraphes 1.1 et 1.2), les dispositifs et les méthodes expérimentales qui ont été utilisés pour caractériser chacun des aspects de la performance (paragraphe 1.3), et bien sûr les résultats obtenus (paragraphe 2).

# 1. Matériels et méthodes

## 1.1. Constitution de l'échantillon expérimental de matériaux

Les six matériaux sélectionnés pour constituer l'échantillon d'essai dans le cadre de l'étude AIMANT sont présentés dans le Tableau 1. Le choix a été motivé par la volonté de disposer d'une palette de produits variée et représentative de l'offre disponible sur le marché, en termes d'intégration au bâtiment et de procédé d'épuration.

**Tableau 1 :** Caractéristiques des matériaux adsorbants sélectionnés pour constituer l'échantillon d'essai

Matériaux		Fonction	Disposition	Polluants cibles	Matériau standard
MA1	Peinture sablée Résine active	Décoration	Murs & plafond	Formaldéhyde, autres aldéhydes ?	MS123 Peinture sablée
MA2	Peinture sablée Scavenger	Décoration	Murs & plafond	Formaldéhyde, autres aldéhydes ?	
MA3	Peinture sablée Catalyseur	Décoration	Murs & plafond	Aldéhydes, autres composés oxygénés	
MA4	Plaque de plâtre BA13 Zéolite	Parement	Murs & plafond	Formaldéhyde, autres	MS4 BA13 Knauf
MA5	Plaque de plâtre BA13 Activ'Air®	Parement	Murs & plafond	Formaldéhyde, autres aldéhydes ?	MS5 BA13 Placo
MA6	Dalle de plafond Gyptone Activ'Air®	Parement	Plafond	Formaldéhyde, autres aldéhydes ?	Aucun équivalent trouvé

L'échantillon présente un équilibre entre les matériaux de décoration (peintures) et de parement. Il inclut par ailleurs à la fois des matériaux à disposer sur les parois verticales et en plafond. Cette caractéristique est importante dans le sens où elle détermine les surfaces de matériaux qui peuvent être mises place dans une pièce, et donc à la fois les flux de polluants qui peuvent être traités par les matériaux (impact sur la QAI) et leur capacité totale de traitement (durée d'activité) en fonction de la charge de pollution du bâtiment. La présence dans l'échantillon d'essai de matériaux qui peuvent être disposés au plafond ou sur les murs doit permettre, via les simulations, de juger de l'intérêt de fonctionnaliser un type de paroi plutôt que l'autre, voire de l'opportunité de fonctionnaliser murs et plafond par un même matériau ou par des matériaux différents.

Sur la base des déclarations des fabricants (les résultats présentés ci-après montrent que la réalité est sensiblement différente), l'échantillon se compose de quatre matériaux dépolluant l'air suivant le principe d'une adsorption chimique (MA1, MA2, MA5 et MA6) et de deux matériaux intégrant des agents catalytiques (MA3 et MA4). La première catégorie de matériaux cible les aldéhydes, et en particulier le formaldéhyde, tandis que la seconde présente a priori un spectre d'action plus large.

L'accord conclu avec la société Id a permis de comparer trois technologies différentes intégrées à une même peinture, à savoir une résine active (MA1), un scavenger (MA2) et un catalyseur (MA3). À la différence des peintures disposant de la technologie scavenger ou catalyseur, les peintures avec résine active sont formulées sans additif spécial : la résine remplit la double fonction de liant et d'adsorbant.

Les peintures avec résine active et scavengers sont commercialisées par la société Id. Le catalyseur est pour sa part utilisé dans la peinture d'une marque concurrente. Cette peinture a donc été spécialement fabriquée par la société Id pour les besoins de l'étude.

L'échantillon d'essai comporte aussi deux plaques de plâtre et une dalle de plafond qui contiennent des agents actifs de nature différente : zéolites pour MA4 et scavengers pour MA5 et MA6. Contrairement aux peintures, ces matériaux peuvent également présenter des différences en termes de propriétés structurelles. La comparaison des résultats ne permettra donc pas d'isoler le seul effet des agents actifs, mais de juger des différences de performance qui peuvent exister entre deux produits d'un même type, en abordant pour cela tous les aspects de la performance.

Il est important de préciser que le choix des matériaux a également été conditionné par la possibilité de disposer d'échantillons de matériaux standards identiques aux matériaux adsorbants, du point de vue structurel et de leur formulation ; la seule différence est qu'ils n'intègrent pas d'agents ou de principe actif. La répétition des mêmes tests sur les matériaux adsorbants et standards est en effet une condition nécessaire pour isoler les effets induits par le principe actif et ainsi juger de la plus-value des matériaux fonctionnalisés, sachant que tous les matériaux de construction et de décoration disposent naturellement d'un certain pouvoir d'adsorption physique. Le seul matériau adsorbant pour lequel aucun équivalent standard n'a pu être trouvé est MA6, son fabricant ne commercialisant plus que cette version dépolluante du produit au moment où les tests ont été effectués.

## 1.2. Sélection des polluants étudiés

La caractérisation de la performance des matériaux adsorbants présentés au paragraphe précédent a été menée vis-à-vis d'une sélection de 6 polluants présentés dans le Tableau 2 ci-dessous.

**Tableau 2** : Propriétés physico-chimiques des polluants sélectionnés pour les essais

Polluants	N° CAS	Famille chimique	Masse molaire (g.mol <sup>-1</sup> )	Température d'ébullition (°C)
<b>Formaldéhyde</b>	75-07-0	Aldéhyde	30.03	-19.3
<b>Acétaldéhyde</b>	75-07-0	Aldéhyde	44.05	20.2
<b>Hexaldéhyde</b>	66-25-1	Aldéhyde	100.16	130
<b>d-Limonène</b>	5989-27-5	Monoterpène	136.23	176
<b>Toluène</b>	108-88-3	Aromatique	92.14	110.6
<b>Acétone</b>	67-64-1	Cétone	58.08	56.1

Le choix de ces polluants a été motivé par plusieurs facteurs tels que la représentation de plusieurs familles chimiques, afin de pouvoir juger du spectre d'action des matériaux adsorbants, ou encore la représentativité des polluants en termes de priorité sanitaire dans les environnements intérieurs, en particulier dans les bureaux.

Le formaldéhyde est apparu comme un choix évident puisque cinq des six matériaux qui composent l'échantillon test revendiquent explicitement une action sur ce polluant, résultats de tests à l'appui. Le

formaldéhyde apparaît de plus comme une substance d'intérêt hautement prioritaire dans les hiérarchisations sanitaires concernant tous les types de bâtiments.

Si, pour des questions de coût, les tests commandés par les fabricants se limitent aux polluants les plus médiatiques comme le formaldéhyde, le spectre d'action des matériaux peut cependant être plus large. En particulier, de par leurs fonctions chimiques, les principes actifs utilisés dans les matériaux MA1, MA2, MA5 et MA6 pour capter le formaldéhyde peuvent potentiellement adsorber d'autres aldéhydes. Il est donc apparu intéressant d'inclure deux autres aldéhydes à l'échantillon de polluants test. L'acétaldéhyde et l'hexaldéhyde ont été retenus.

Le toluène, composé aromatique, est souvent utilisé comme marqueur du potentiel des systèmes à traiter le benzène, polluant nettement plus dangereux mais très délicat à gérer dans le cadre d'expérimentations du fait de sa cancérogénicité certaine pour l'Homme. Les cétones ont quant à elles pour point commun avec les aldéhydes de disposer d'une fonction carbonyle (double liaison carbone – oxygène). Il est par conséquent intéressant d'observer si les matériaux de l'échantillon d'essai revendiquant une action sur le formaldéhyde, ou de manière plus large sur les aldéhydes, sont aussi susceptibles d'adsorber durablement l'acétone, et si tel est le cas, de comparer leurs cinétiques d'adsorption.

Le dernier polluant retenu pour les essais est le d-limonène, qui appartient à la famille des monoterpènes. Émis par le bois, mais aussi par un grand nombre de produits d'entretien et de déodorants d'ambiance, les risques sanitaires qui lui sont associés proviennent davantage de sa capacité à générer des substances toxiques et/ou cancérogènes par réactivité chimique (formaldéhyde, particules ultrafines, ...) qu'à sa toxicité intrinsèque. Le d-limonène est également un allergène par contact cutané (Matura *et al.*, 2002).

Il est aussi à noter que l'acétaldéhyde, le toluène et l'acétone font partie des polluants ciblés par les normes traitant de l'épuration de l'air, en particulier la norme NF EN 16846-1 sur les systèmes photocatalytiques et la norme NF B44-200 sur les épurateurs autonomes de tous types. Ce critère a également contribué à la sélection de ces polluants dans l'optique de pouvoir à terme comparer l'impact sur la qualité de l'air de différentes solutions d'épuration (systèmes aérauliques autonomes, systèmes aérauliques CVC, matériaux photo-actifs et donc matériaux adsorbants) en exploitant pour cela les résultats obtenus dans le cadre de tests normalisés ou d'autres projets de recherche.

Cette sélection de six polluants s'avère représentative de la pollution intérieure des logements français, puisqu'ils présentent les concentrations médianes les plus élevées parmi les polluants cibles mesurés au cours de la campagne nationale logements de l'observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) (Kirchner *et al.*, 2006 ; Kirchner *et al.*, 2007) :

- Formaldéhyde : 19,6  $\mu\text{g.m}^{-3}$  ;
- Hexaldéhyde : 13,6  $\mu\text{g.m}^{-3}$  ;
- Toluène : 12,2  $\mu\text{g.m}^{-3}$  ;
- Acétaldéhyde : 11,6  $\mu\text{g.m}^{-3}$ .

## 1.3. Description des dispositifs et protocoles expérimentaux

### 1.3.1. Cadre commun aux essais

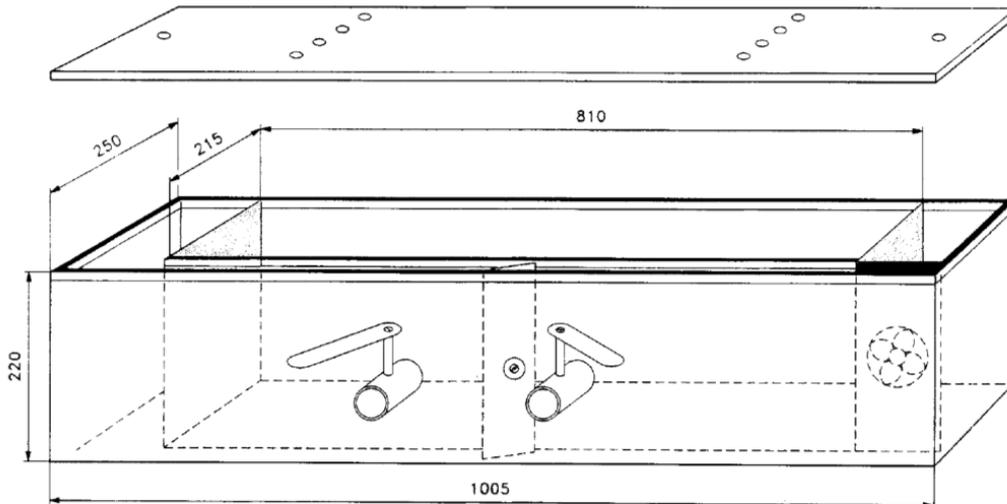
Après des tests préliminaires destinés à caractériser les émissions de polluants par les six matériaux constituant l'échantillon d'essai et leur équivalent standard, quatre types d'expérimentations ont été réalisées pour caractériser les matériaux vis-à-vis des questions que peuvent susciter leur utilisation dans le cadre de projets de construction ou de rénovation. Les moyens expérimentaux utilisés pour chacune de ces expérimentations présentent néanmoins des similarités.

Tous les essais ont ainsi été réalisés dans des chambres environnementales de type CLIMPAQ, commercialisées par la société danoise CLIMTECH, dans lesquelles ont été introduits les matériaux à tester. Ces chambres d'essai d'émission, d'un volume de 51 litres, sont fabriquées en verre et acier inoxydable. Elles sont équipées d'un ventilateur interne qui assure un brassage efficace de l'air dans tout le volume de la chambre quel que soit son taux de renouvellement d'air (Gunnarsen, Nielsen et Wolkoff, 1994). Ainsi les concentrations en polluants peuvent être considérées comme homogènes dans tout le volume de la chambre, et égales aux concentrations mesurées dans l'air extrait.

Pour l'ensemble des essais, les chambres ont été ventilées par insufflation. L'alimentation en air propre a été assurée par un réseau d'air comprimé qui inclut différents étages de filtration particulaire et moléculaire par charbon actif. De cette manière, l'intérieur des chambres est en surpression par rapport au laboratoire, interdisant de facto toute possibilité d'infiltration d'air ambiant (de qualité non maîtrisée). Ceci constitue une condition indispensable pour garantir des mesures de qualité, puisque les flux de polluants échangés avec le matériau sont déterminés par différenciation des concentrations mesurées à l'entrée et à la sortie de la chambre.

Tous les essais ont été réalisés à des consignes de 23°C et 45 % d'humidité relative. L'influence de la température et de l'humidité sur les propriétés d'adsorption des matériaux n'a pas été étudiée afin de maintenir le plan expérimental dans des limites réalistes. L'humidité relative en entrée des CLIMPAQ ( $45 \pm 5$  % HR) a été obtenue à l'aide d'un système d'humidification de l'air par mélange d'air sec et d'air humide, contrôlé par des débitmètres (Figure 6, p. 18). La température à l'intérieur des chambres a été maintenue constante à  $23 \pm 2$  °C par le système de conditionnement d'air du laboratoire dans lequel se trouvent les bancs expérimentaux.

Les polluants d'essai ont été générés par des fours à perméation (PUL010, Calibrage ; PUL200, Calibrage) positionnés en amont des chambres.



**Figure 5 :** Chambre environnementale CLIMPAQ (schéma d'après Gunnarsen et al., 1994)

Deux procédés ont été mis en place pour déterminer les concentrations en polluants à l'entrée et à la sortie des chambres :

- Des analyses en ligne (« on line ») par l'utilisation d'analyseurs en continu de formaldéhyde (analyseur 4160-500b, Interscan). La fréquence de mesure de ces analyseurs est particulièrement intéressante dans le contexte de l'étude puisqu'elle permet à la fois de déterminer des quantités de polluants adsorbés ou désorbés par intégration dans le temps des profils de concentrations en entrée et en sortie de la chambre d'essai, et de juger de l'obtention d'un régime stationnaire, marqué par l'invariance des concentrations en sortie.
- Des analyses hors ligne (« off line »), par prélèvements actifs, selon les méthodes normalisées : les concentrations en aldéhydes et acétone sont mesurées suivant la norme NF ISO 16000-3. Les prélèvements sont réalisés par pompage de l'air sur des cartouches de gel de silice imprégné de DNPH (2,4-dinitrophénylhydrazine), pendant 30 minutes, avec un débit de  $500 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ . Les cartouches ont ensuite été éluées dans de l'acétonitrile pour réaliser une analyse par chromatographie liquide hautes performances (HPLC) sur un système Agilent 1100 équipé d'une détection UV. Les concentrations en COV (toluène, d-limonène et composés secondaires éventuels) sont déterminées à partir de prélèvements actifs pendant 30 minutes sur des tubes Tenax, avec un débit de  $100 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$  (norme NF ISO 16000-6). L'analyse est réalisée par chromatographie gazeuse et spectrométrie de masse associée à un détecteur à ionisation de flamme après thermodésorption (TD/GC/MS/FID).

### 1.3.2. Conditionnement et mesure des émissions des matériaux

Les six matériaux constituant l'échantillon d'essai, et leur équivalent standard, ont été soit fournis par le fabricant (peintures MA1, MA2, MA3 et MS123 par la société Id, et plaques de plâtre MA4 et MS4 par la société Knauf), soit achetés dans le commerce, en s'assurant auprès des fournisseurs qu'ils n'avaient pas été stockés trop longtemps en entrepôt, et donc potentiellement pollués avant l'achat.

À réception, les matériaux ont été entourés d'un film protecteur et stockés dans un local à température et humidité contrôlées. Plusieurs échantillons des quatre peintures ont été préparés en les appliquant sur des plaques de verre de dimensions 45 cm x 17 cm, au moyen d'un applicateur (509/MC-I,

Coatmaster). La quantité à appliquer étant de 214,3 g.m<sup>-2</sup> (recommandation fabricant), et la surface peinte étant de 44,5 cm x 9 cm (largeur de l'applicateur), 8,6 g de peinture ont été appliqués sur chaque plaque de verre. Les échantillons ont été systématiquement pesés directement après l'application de la peinture pour s'assurer du respect de cette consigne, avec une tolérance fixée à ±10 g.m<sup>-2</sup> (soit ± 0,4 g). Les matériaux autres que les peintures ont été découpés en échantillons de dimensions 40 cm x 20 cm.

La première série de tests a consisté à caractériser les émissions des matériaux, dans une chambre d'émission CLIMPAQ, suivant la série de normes ISO-16000. L'objectif de ces tests d'émissions était double :

- Aborder sous un premier angle la question de la capacité des matériaux adsorbants à améliorer la qualité de l'air intérieur, en comparant les émissions par les matériaux adsorbants à celles de leur équivalent standard. Il est en effet légitime de penser que si le principe actif intégré permet de capter les molécules d'un polluant initialement présent dans l'air, il doit également permettre de retenir les molécules de polluants contenues dans le matériau, et donc de réduire ses émissions dans l'air.
- Conditionner les matériaux avant les essais d'adsorption. À l'issue des 28 jours prévus pour les essais normatifs d'émission, les matériaux peuvent être considérés comme étant dans l'état où ils se trouvent à la réception d'un bâtiment neuf ou rénové. Les échantillons ont donc été emballés et conservés dans un milieu neutre pendant toute la durée préalable à la mise en œuvre des tests.

Il est utile de préciser que de par cette double fonction des essais d'émission, les limites de taux de charge (rapport entre la surface de matériau et le volume de la chambre d'essai) et de débit spécifiques définis dans les normes ISO 16000 pour les essais d'émission n'ont pas nécessairement été respectés, du fait de la nécessité de disposer, et donc de conditionner, un nombre suffisant d'échantillons de matériaux pour réaliser tous les tests prévus (Tableau 3).

**Tableau 3** : Conditions de mesures des émissions de polluants des matériaux constituant l'échantillon d'étude

Matériaux	Débit d'air (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )	Taux renouvellement d'air (h <sup>-1</sup> )	Surface (m <sup>2</sup> )	Taux de charge (m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> )	Débit spécifique (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> )
<b>MA1</b>	0,0648	1,27	0,16	3,15	0,40
<b>MA2</b>	0,0816	1,60	0,16	3,15	0,51
<b>MA3</b>	0,0804	1,58	0,16	3,15	0,50
<b>MS123</b>	0,0822	1,61	0,16	3,15	0,51
<b>MA4</b>	0,0810	1,59	0,14	2,74	0,58
<b>MS4</b>	0,0792	1,56	0,14	2,80	0,56
<b>MA5</b>	0,0828	1,63	0,16	3,15	0,52
<b>MS5</b>	0,0822	1,61	0,16	3,15	0,51
<b>MA6</b>	0,0792	1,56	0,16	3.15	0.50

Les concentrations dans la chambre d'émission ont été mesurées de manière spécifique pour 14 COV ou COSV et 4 aldéhydes (Tableau 4). Les chromatogrammes ont également été analysés pour rechercher les autres substances qui peuvent émettre par les matériaux en quantités non négligeables.

Les substances correspondant à des pics significatifs ont été identifiées et quantifiées en équivalent toluène. À la suite de cela, les flux surfaciques d'émission (SERa) ont été calculés à partir des concentrations mesurées et du débit balayant la chambre d'essai.

**Tableau 4** : Liste des substances mesurées dans le cadre des essais d'émission

Composé	N° CAS	Etalonnage
COV (NF ISO 16000-6)		
Benzène	71-43-2	spécifique
Trichloroéthylène	79-01-6	spécifique
Dibutylphtalate	84-74-2	spécifique
Phtalate de bis(2-éthylhexyle)	117-81-7	spécifique
Toluène	108-88-3	spécifique
Tétrachloroéthylène	127-18-4	spécifique
Ethylbenzène	100-41-4	spécifique
m-Xylène	108-38-3	spécifique
p-Xylène	106-42-3	spécifique
Styrène	100-42-5	spécifique
o-Xylène	95-47-6	spécifique
2-Butoxyéthanol	111-76-2	spécifique
1,2,4-Triméthylbenzène	95-63-6	spécifique
1,4-Dichlorobenzène	106-46-7	spécifique
TVOC	-	équivalent toluène
ALD (NF ISO 16000-3)		
Formaldéhyde	50-00-0	spécifique
Acétaldéhyde	75-07-0	spécifique
Hexaldéhyde	66-25-1	spécifique
Benzaldéhyde	100-52-7	spécifique

### 1.3.3. Caractérisation des flux adsorbés et de l'innocuité

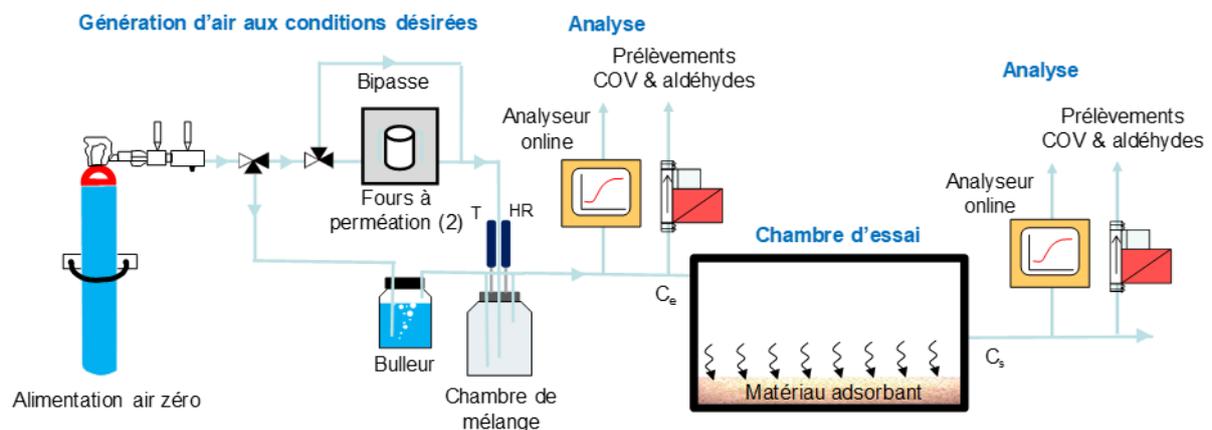
La caractérisation des flux de polluants primaires adsorbés par les matériaux constituant l'échantillon d'essai est un point central de l'étude puisqu'elle permet d'aborder les questions d'efficacité en termes de réduction des concentrations en polluants et de maintien de la performance dans le temps.

Les conditions d'essais définies par les normes NF ISO 16000-23 et NF ISO 16000-24 ont été prises comme points de repère pour définir le protocole expérimental mais elles n'ont pas été considérées comme contraignantes. L'objectif des mesures étant sensiblement différents de celui des normes dans le cadre de l'approche méthodologique utilisée, les choix du débit de ventilation et du taux de charge de la chambre d'essai ont avant tout été guidés par des considérations métrologiques et pratiques.

### 1.3.3.1. Banc d'essai

La mesure des flux d'adsorption a été effectuée à partir du dispositif expérimental schématisé en Figure 6. Il comprend une ligne destinée à générer les conditions d'air désirées, la chambre d'essai à l'intérieur de laquelle sont introduits les matériaux à tester, et une ligne d'analyse.

Le débit d'air insufflé dans la chambre d'essai est compris entre 2100 et 2600  $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$  ; il a été contrôlé au début et à la fin de chaque essai par un débitmètre de marque TSI accrédité COFRAC. Ce débit est constitué pour moitié d'air sec qui passe à travers le four à perméation, et pour l'autre moitié d'un air humide proche de la saturation, après son passage dans le bulleur. Ainsi, l'air qui pénètre dans la chambre d'essai présente une humidité de  $45\% \pm 5\%$ . Les enregistreurs de température et d'humidité relative positionnés dans la sphère de mélange qui se situe immédiatement en amont de l'entrée d'air de la chambre permettent de surveiller le respect des consignes tout au long de la durée des tests (Figure 7). Les taux de fuite au passage de la chambre étant en moyenne de 24 % du débit entrant, avec une valeur minimum mesurée de 12 % et une valeur maximum de 48 %, les débits prélevés par les analyseurs en ligne ou pour l'échantillonnage des aldéhydes et COV sont dans tous les cas inférieurs à 80 % du débit en circulation.



**Figure 6** : Schéma de principe du banc d'essai utilisé pour la mesure des flux de polluants adsorbés et la caractérisation d'éventuels produits de dégradation



**Figure 7 :** Vues du banc d'essai utilisé pour les essais d'adsorption et de ses composants a/ Vue d'ensemble, b/ Echantillons de peinture sur portoir à étages, c/ Fours à perméation, d/ Sphère de mélange et sonde de température, e/ Débitmètres et bulleur

Les concentrations en polluants cibles sont générées par un dispositif incluant deux fours à perméation raccordés en série dans lesquels sont introduits les tubes de polluants cibles. Ces derniers sont commercialisés avec une certification de débit de fuite pour une température précise. La concentration dans l'air étant un paramètre important pour tous les procédés mettant en jeu de l'adsorption, il a cependant été convenu de mesurer les flux adsorbés par les matériaux à différents niveaux de concentrations en polluant à l'entrée de la chambre d'essai, en jouant pour cela sur la température de génération (le débit de fuite et donc la concentration générée augmente avec la température). Compte tenu des débits de fuite de chacun des tubes, il est par ailleurs apparu indispensable d'utiliser les deux fours à perméation, à des températures de fonctionnement différentes (40 à 60°C pour la génération des COV et 60 à 100°C pour la génération des aldéhydes) pour pouvoir générer des concentrations à l'entrée de la chambre d'essai qui se situent dans une gamme représentative des niveaux classiquement mesurés en air intérieur, ou légèrement au-dessus.

Suite à des problèmes de génération de l'acétaldéhyde, les essais d'adsorption ont par ailleurs été réalisés suivant deux séries distinctes pour optimiser la durée des mesures :

- Une première série avec tous les polluants en mélange, excepté l'acétaldéhyde, où 5 des 9 matériaux constituant l'échantillon ont été testés ;
- Une deuxième série au cours de laquelle l'acétaldéhyde a été ajouté au mélange et les températures des fours ont été modifiées pour caractériser l'adsorption des matériaux à des concentrations différentes de celles testées au cours de la première série de mesures (pour les 5 matériaux précités).

Les polluants cibles ont été générés simultanément pour se rapprocher de situations réelles où les polluants sont en mélange dans l'air intérieur, mais aussi et surtout pour des raisons évidentes de réduction du plan d'expérience et de la durée de la phase expérimentale. Le plan expérimental initial prévoyait que certains essais puissent être réitérés en ne générant qu'un seul polluant cible dans l'air de ventilation dans le cas où les analyses auraient mis en évidence ou suggéré la production de composés secondaires par minéralisation incomplète des polluants cible au contact des matériaux MA3 ou MA4. Ceci ne s'est cependant pas avéré utile.

Le Tableau 5 présente la gamme de concentrations à l'entrée de la chambre étudiée pour chaque polluant et pour chaque matériau, ainsi que le nombre de concentrations différentes testées au sein de cette gamme. L'incertitude sur les mesures de concentration est estimée à  $\pm 15\%$ , correspondant à l'incertitude analytique définie sur la base des comparaisons inter-laboratoires auxquelles a participé le CSTB (Wilke *et al.*, 2009 ; Yrieix *et al.*, 2010).

**Tableau 5** : Gammes de concentrations générées en entrée de chambre d'essai pour la mesure des flux d'adsorption

Matériau	Gamme de concentration en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (nombre de concentrations différentes testées)					
	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Hexaldéhyde	Acétone	Toluène	Limonène
<b>MA1</b>	13,9 - 190,9 (5)	9,6 - 16,9 (2)	2,4 - 21,4 (5)	58 - 218,1 (5)	154,8 – 638 (5)	22,1 - 120,9 (5)
<b>MA2</b>	12,4 - 251,4 (5)	35 - 82,2 (2)	2,8 - 24,6 (5)	55,5 - 1257 (5)	125,8 - 604,8 (5)	15,2 - 138,1 (5)
<b>MA3</b>	12,1 - 343,7 (9)	27,4 - 114,17 (6)	0,3 - 12,8 (9)	55,6 – 1449,5 (9)	63,2 - 608 (9)	2,5 - 117,7 (9)
<b>MS123</b>	22,3 - 286,7 (4)	21,7 - 88,2 (4)	0,3 - 4,8 (4)	535 - 1528 (3)	225 - 716,8 (4)	2,5 - 52,9 (4)
<b>MA4</b>	22 - 275,5 (4)	26 - 97,9 (4)	1,6 - 2,8 (4)	378,9 - 1375,1 (4)	135 - 399,1 (4)	2,3 - 41 (4)
<b>MS4</b>	24 - 289,2 (4)	29,2 - 132,9 (4)	1,8 - 2,5 (4)	486,8 - 1253,7 (4)	154,7 - 337,9 (4)	1,1 - 26,7 (4)
<b>MA5</b>	10,6 - 168,8 (6)	348,4 - 917,9 (3)	<LD - 4,7 (6)	55,3 - 742,7 (6)	73,9 - 331,2 (6)	3,5 - 64 (6)
<b>MS5</b>	10,8 - 252,5 (4)	47,9 - 85,5 (2)	0,4 - 2,6 (4)	56,6 - 478,2 (4)	137,8 - 263,3 (4)	0,7 - 62,6 (4)
<b>MA6</b>	24,6 - 293,9 (4)	38 - 135,2 (4)	2 - 2,5 (4)	390,9 - 1344,1 (4)	432,7 - 1558,8 (4)	10,4 - 65,4 (4)

La surface de matériau disposée à l'intérieur de la chambre d'essai a été définie sur la base de considérations pratiques et métrologiques, à savoir :

- Les dimensions de la chambre d'essai, dont la longueur et la largeur sont respectivement de 81 cm et 21,5 cm, soit une surface horizontale de 0,174 m<sup>2</sup>. Un portoir métallique à quatre étages étant placé à l'intérieur de la chambre, jusqu'à quatre échantillons de cette surface peuvent y être disposés, soit une surface totale de matériau en contact avec l'air de 0,696 m<sup>2</sup>, voire le double si les peintures sont appliquées sur les deux faces des plaques de verre ;
- La nécessité d'obtenir par cette surface des concentrations en polluants à la sortie de la chambre d'essai qui soient suffisamment différentes de celles mesurées en entrée pour pouvoir déterminer précisément les flux adsorbés (voir mode de calcul dans le paragraphe suivant), mais demeurent, dans le même temps, supérieures aux limites de quantification.

Concrètement, une surface jugée adéquate a été déterminée à partir des flux d'adsorption en formaldéhyde indiqués par le fabricant quand cette information était disponible (tests réalisés suivant la norme NF ISO 16000-23), et de manière plus ou moins arbitraire dans le cas contraire (Tableau 6). Le cas échéant, des ajustements ont été effectués entre la première et la deuxième série de tests.

**Tableau 6** : Surface totale d'échantillons de matériaux installée dans la chambre d'essai pour caractériser les flux adsorbés en fonction de la charge de polluant à traiter

Matériau	Surface totale d'échantillon [m <sup>2</sup> ]	
	1 <sup>ère</sup> série d'essais	2 <sup>ème</sup> série d'essais
<b>MA1</b>	0,080	0,080
<b>MA2</b>	0,080	0,040
<b>MA3</b>	0,080	0,080
<b>MS123</b>	Matériau non testé	0,080
<b>MA4</b>	Matériau non testé	0,080
<b>MS4</b>	Matériau non testé	0,080
<b>MA5</b>	0,160	0,080
<b>MS5</b>	0,160	0,080
<b>MA6</b>	Matériau non testé	0,080

### 1.3.3.2. Protocole de mesure et détermination des flux

Les différentes étapes qui ont constitué le protocole de mesure des flux adsorbés par les matériaux sont les suivantes :

- Étape 1 : La chambre vide est ventilée pendant deux jours (week-end) avec de l'air propre pour évacuer les résidus de l'essai précédent. Après avoir mis en place les échantillons de matériau sur le portoir à étage, la chambre est refermée puis à nouveau ventilée avec de l'air propre pendant 24 heures.
- Étape 2 : L'essai démarre au moment où les deux fours à perméation sont connectés au banc d'essai, réglés à leur température de consigne la plus basse (heure H = 0 ; les fours sont allumés longtemps à l'avance, en étant connectés à l'évent afin de s'assurer d'une génération aussi stable que possible au moment où l'essai démarre).
- Étape 3 : Les prélèvements d'air sont réalisés à l'entrée et à la sortie de la chambre d'essai à H+24 h, H + 30 h et H + 48 h.
- Étape 4 : Les flux unitaires de polluants cibles adsorbés ( $\Phi_p$  en  $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) sont déterminés à partir du débit de ventilation ( $Q$  en  $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ) et de la différence de concentration entre l'entrée ( $C_{e,p}$  en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) et la sortie ( $C_{s,p}$  en  $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) de la chambre d'essai, par un bilan de conservation massique ( $S$ , en  $\text{m}^2$ , est la surface de matériau en contact avec l'air) :

$$\Phi_p = \frac{Q(C_{s,p} - C_{e,p})}{S} \quad (3)$$

Suivant le même principe, les flux unitaires de composés secondaires possiblement produits et désorbés dans l'air ( $\Phi_{cs}$  en  $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) peuvent être déterminés à partir des concentrations mesurées à la sortie de la chambre environnementale, par la relation :

$$\Phi_{cs} = \frac{QC_{s,cs}}{S} \quad (4)$$

- Étape 5 : Les étapes 3 et 4 sont répétées pour les niveaux de concentration en polluants d'essai à l'entrée de la chambre environnementale plus élevés, par augmentation de la consigne de température des fours.

La durée de chaque essai, fixée à 48 h par palier de température, a été déterminée sur la base de considérations pratiques (possibilité de caractériser l'adsorption des matériaux pour quatre niveaux de concentration en deux semaines). Cette durée semblait par ailleurs suffisante pour atteindre un état stationnaire des concentrations en sortie de chambre, c'est-à-dire une situation caractéristique de l'atteinte de l'équilibre d'adsorption physique dans le matériau (flux d'adsorption physique nul), permettant donc de ne mesurer que le seul flux d'adsorption chimique (irréversible) par les matériaux actifs. Dans ce contexte, la répétition des mesures à H+24, H+30 et H+48 était prévue pour vérifier l'obtention de ce régime stationnaire à H+48 au plus tard, répéter le nombre de mesures pour consolider le calcul des flux adsorbés dans le cas où les résultats auraient montré son atteinte dès H+24 ou H+30, et accessoirement appréhender par une première approche la question de la durée de vie des matériaux, en vérifiant que le différentiel des concentrations mesurées en entrée et en sortie de la chambre n'augmentait pas régulièrement, traduisant par là une évolution vers la saturation des échantillons au cours des premières 48h (ce qui présumerait d'une capacité d'adsorption très faible des matériaux). Dans les faits, les résultats présentés ci-après montrent que la durée des essais a été trop courte pour s'affranchir de l'adsorption physique et isoler les flux d'adsorption chimiques dans les matériaux actifs. Ces derniers doivent donc être évalués à chaque temps en retranchant le flux physique, déterminé à partir des tests sur le matériau standard équivalent, au flux mesuré dans le matériau actif, même si cette méthode est sujette à caution puisque les cinétiques d'adsorption dans les deux matériaux peuvent être différentes.

Il convient également de mentionner que des essais préliminaires ont été réalisés pour caractériser l'adsorption des six polluants cibles sur les parois de la chambre CLIMPAQ. Ces essais ont montré que l'adsorption sur les parois était faible, que l'équilibre de sorption était rapidement atteint, et qu'il n'y avait donc pas lieu de corriger les flux d'adsorption mesurés dans les matériaux par un quelconque effet de paroi.

#### 1.3.4. Évaluation de la capacité d'adsorption des matériaux et caractérisation de l'irréversibilité de l'adsorption

La capacité d'adsorption des matériaux correspond à la quantité maximale de matière (ici de polluant) qu'ils peuvent capter dans l'air, rapportée à leur unité de surface ou de masse ; elle est spécifique à chaque système polluant/matériau et dépend de la température (Masel, 1996).

La notion de capacité d'adsorption est complexe à appréhender dans le cas des matériaux dépolluants par le fait que l'adsorption résulte de la combinaison de deux processus physico-chimiques distincts, dans des proportions qui évoluent avec le temps : une adsorption physique à la surface des pores de la matrice solide, et une adsorption chimique à la surface des agents actifs intégrés à cette matrice. La capacité d'adsorption totale d'un matériau dépolluant correspond donc à la somme des capacités d'adsorption de chaque type.

La capacité d'adsorption physique dépend de la température et augmente avec la concentration du polluant dans l'air suivant une loi correspondant aux isothermes d'adsorption du système polluant/matériau.

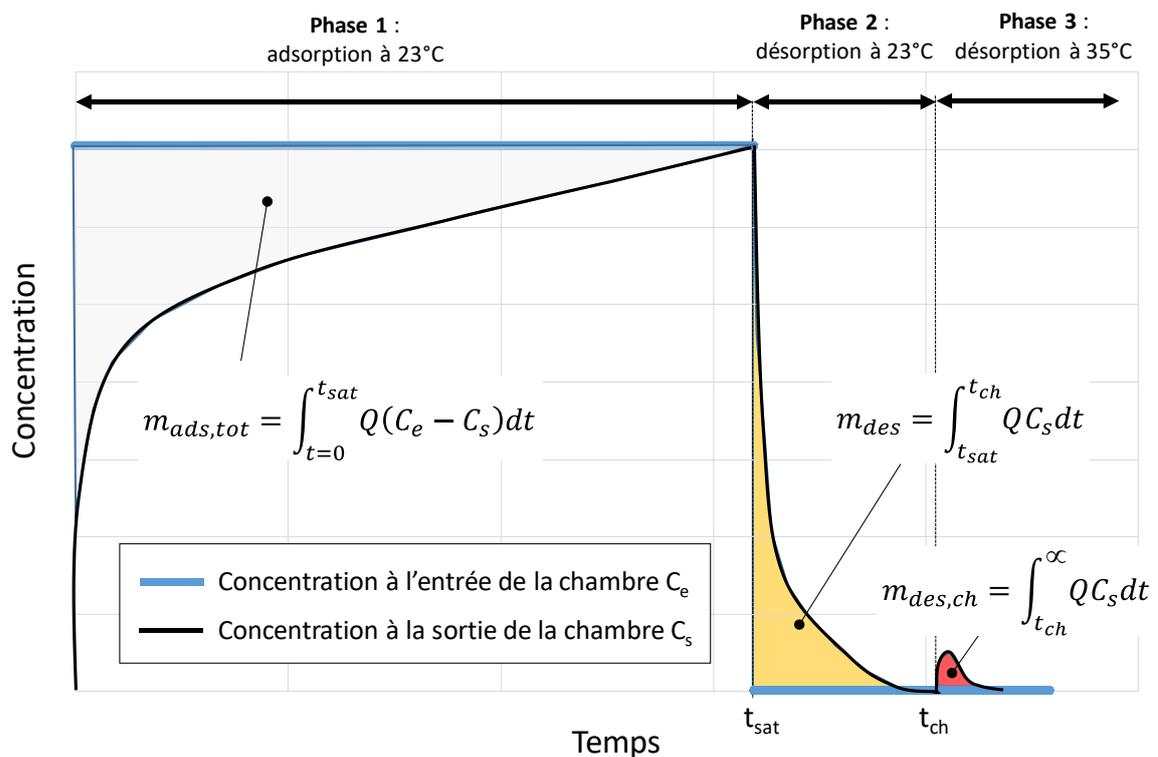
Si le principe actif est un adsorbant chimique, comme supposé pour MA1, MA2, MA5 et MA6, la capacité d'adsorption chimique est constante ; elle est déterminée par le nombre de sites actifs capables d'adsorber le polluant cible pour y former un complexe stable. En revanche, si le principe actif est un catalyseur, comme supposé pour MA3 et MA4, le processus de minéralisation des COV à la surface des agents catalytiques doit contribuer à régénérer en continu les sites d'adsorption, par désorption dans l'air du C<sub>2</sub>, de la vapeur d'eau et éventuellement des composés intermédiaires produits. En principe, sauf désactivation du catalyseur comme parfois observé en photocatalyse (Mo *et al.*, 2009), ce type de matériaux est donc capable de maintenir ses capacités d'épuration de l'air intérieur tout au long du cycle de vie du bâtiment, et la capacité d'adsorption chimique doit être considérée comme étant infinie.

Les phénomènes d'adsorption physique des polluants dans les matériaux constitutifs des parois et du mobilier d'un bâtiment lui confèrent ce que l'on désigne comme une inertie solutale, par analogie avec les phénomènes de transfert thermique (Allard *et al.*, 2001 ; Li et Niu, 2007). Ils induisent un amortissement et un déphasage temporel des variations de concentration en polluant dans l'air qui sont d'autant plus importants que la capacité d'adsorption physique des matériaux est grande. Les matériaux régulent naturellement les concentrations en polluants émis dans l'air, en étalant dans le temps la charge de pollution : à renouvellement d'air constant, les pics de concentration sont réduits mais le niveau moyen de pollution dans les pièces reste uniquement conditionné par les émissions et la ventilation. Hormis les situations où l'occupation est intermittente et où les émissions sont concomitantes à l'occupation, ce qui peut être le cas des bâtiments de bureaux, la capacité d'adsorption physique des matériaux n'a donc pas d'impact sur l'exposition des occupants. Le véritable intérêt des matériaux dépolluants, dans l'objectif d'une épuration durable dans le temps, réside dans leur seule capacité d'adsorption chimique. En ce sens, un protocole expérimental comportant trois phases a été élaboré pour d'une part isoler la part d'adsorption chimique de la capacité d'adsorption totale mesurée, et d'autre part vérifier que cette adsorption chimique reste irréversible lorsque les matériaux sont soumis à une forte contrainte thermique (Figure 8) :

- La phase 1 est une phase d'adsorption suivant un protocole analogue à celui décrit pour la mesure et la détermination des flux d'adsorption (paragraphe 1.3.3.2), réalisée dans les mêmes conditions de température et d'humidité relative (23 °C ; 45 %HR), mais :
  - En n'installant qu'un seul échantillon de matériau dans la chambre d'essai, afin de limiter la surface (ou le volume) de captation et de réduire ainsi autant que possible le temps nécessaire pour atteindre la saturation de l'adsorbant (échantillons de 90 x 445 mm pour les peintures et de 100 x 200 mm pour les plaques de plâtre et la dalle de plafond) ;
  - En générant des concentrations de formaldéhyde élevées dans l'air qui alimente la chambre environnementale (entre 1 et 1.5 ppm suivant les essais) ;
  - En prolongeant la période de mesure des concentrations à la sortie de la chambre d'essai jusqu'à l'état de saturation des matériaux, caractérisé par l'égalité des concentrations à l'entrée et à la sortie de cette chambre.
- Au cours de la phase 2, l'échantillon de matériau est désorbé, à 23°C, en alimentant la chambre environnementale avec de l'air propre.

- Enfin, la phase 3 constitue une seconde phase de désorption, avec cette fois une température de matériau de l'ordre de 35°C, reproduisant une situation de forte contrainte thermique telle qu'un épisode de canicule ou un fort rayonnement solaire incident sur le matériau. Ces conditions sont générées par un tapis chauffant de 400 W (dimensions 200 x 400 mm), qui est positionné sur la face inférieure du matériau (face non exposée à l'air), et dont la puissance est réglée à partir d'un thermocouple de type K positionné sur la face inférieure du tapis à une consigne de 45°C (Figure 9). Le fait que le tapis soit isolé en face arrière (surface qui n'est pas en contact avec le matériau) par une mousse alvéolaire haute performance, combiné à la faible résistance thermique des matériaux testés, permet de générer un flux de chaleur suffisant pour atteindre la consigne de 35°C (contrôlée par un autre thermocouple) en face supérieure du matériau sans pour autant augmenter de plus de quelques degrés la température de l'air de la chambre. Des essais préliminaires ont par ailleurs permis de vérifier que l'ensemble constitué du tapis lui-même, de l'isolant et de l'adhésif de soutien (de marque Nitto) était peu émissif en polluants.

La durée de ces essais n'est donc pas fixée à l'avance mais déterminée par les temps nécessaires pour l'obtention de l'état de saturation (phase 1) puis de désorptions complètes (phases 2 et 3). Ils ont duré une à trois semaines suivant les matériaux.



**Figure 8** : Illustration de la méthodologie permettant de déterminer la capacité d'adsorption chimique des matériaux



**Figure 9** : Dispositif utilisé pour chauffer les échantillons de matériau dans le cadre des essais de désorption

Au vu des résultats des essais d'adsorption, les essais n'ont été réalisés que pour le formaldéhyde, généré seul dans l'air de ventilation de la chambre (paragraphe 2.2). Les mesures de concentration en formaldéhyde par prélèvement et analyse HPLC ont par ailleurs été doublées de mesures en ligne avec les analyseurs Interscan. La fréquence de mesure de ces analyseurs permet en effet d'obtenir des profils de concentration à haute résolution temporelle, ce qui est une condition nécessaire pour évaluer de manière précise les capacités d'adsorption totale, physique et chimique des matériaux.

La masse de formaldéhyde adsorbée chimiquement au cours de l'essai correspond à la différence entre la masse totale de formaldéhyde adsorbée par le matériau à sa saturation (fin de la phase 1 définie par  $t = t_{sat}$ ),  $m_{ads,tot}$  (en  $\mu\text{g}$ ), et la masse de formaldéhyde désorbée au cours de la phase 2,  $m_{des}$  (en  $\mu\text{g}$ ) :

$$m_{ads,chim} = m_{ads,tot} - m_{des} \quad (5)$$

Les quantités  $m_{ads,tot}$  et  $m_{des}$  peuvent être déterminées par un bilan de conservation massique dans la chambre d'essai. Ce bilan revient à intégrer dans le temps le produit du débit de ventilation et de la différence de concentration entre l'entrée et la sortie de la chambre (Figure 8) :

$$m_{ads,tot} = \int_0^{t_{sat}} Q(C_e - C_s(t))dt \quad (6)$$

Et

$$m_{des} = \int_{t_{sat}}^{t_{ch}} Q C_s(t) dt \quad (7)$$

Avec  $Q$  en  $m^3 \cdot \text{min}^{-1}$ ,  $C_s$  et  $C_e$  en  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  et  $t$  en minutes.

La capacité d'adsorption chimique du matériau,  $M_{chim}$ , et accessoirement ses capacités d'adsorption totale et physique pour la concentration générée,  $M_{tot}$  et  $M_{phy}$ , peuvent par la suite être calculées en rapportant respectivement  $m_{ads, chim}$ ,  $m_{ads, tot}$  et  $m_{des}$  à la masse  $m_{mat}$  (g) ou à la surface  $S_{mat}$  ( $\text{m}^2$ ) de matériau mise en place dans la chambre d'essai. On a donc :

$$M_{chim} = \frac{m_{ads, chim}}{m_{mat}} \quad [\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}] \quad (8) \quad \text{ou} \quad M_{chim} = \frac{m_{ads, chim}}{S_{mat}} \quad [\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}] \quad (9)$$

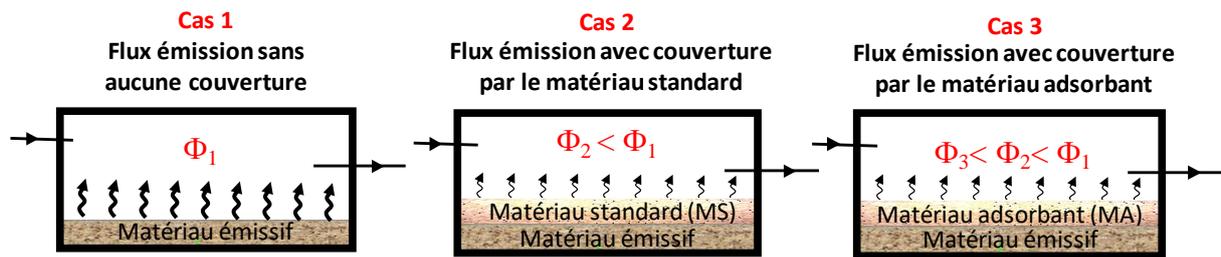
Tous les matériaux constituant l'échantillon d'étude ont été testés suivant le protocole expérimental décrit ci-dessus dans le triple but :

- De pouvoir juger de la nature de l'adsorption mise en jeu par chacun des matériaux, d'une part en constatant ou non la progression vers un état de saturation lors de la phase 1, et en se référant d'autre part à la capacité d'adsorption chimique ( $M_{chim}$ ) calculée ;
- Pour les matériaux jugés comme mettant en jeu des processus réactionnels de type catalyse, de vérifier le maintien dans le temps de l'activité catalytique (invariance des concentrations en sortie de chambre, à un niveau inférieur à la concentration en entrée, pendant toute la durée de la phase d'adsorption) ou, le cas échéant, de caractériser la diminution progressive ou soudaine d'efficacité due par exemple à une désactivation du catalyseur.
- De s'assurer de la cohérence globale des résultats en vérifiant que l'adsorption est uniquement de type physique dans les matériaux standards, et que leur capacité d'adsorption est similaire à la capacité d'adsorption physique mesurées dans les matériaux actifs correspondants.

### 1.3.5. Capacité de réduction des émissions par les matériaux supports

La quatrième série de tests réalisée a consisté à étudier la propension des matériaux adsorbants à réduire les émissions à la source dans les bâtiments, en captant de manière durable et si possible définitive les polluants émis par les matériaux sur lesquels ils sont appliqués. Tous les matériaux disposant d'une faculté naturelle à limiter les émissions de polluants, par la résistance diffusive au transfert de masse qu'ils suscitent, le protocole expérimental a été défini dans le but de pouvoir isoler les effets des principes dépolluants intégrés aux matériaux, en répétant pour cela les mêmes tests sur les matériaux adsorbants et les matériaux standards équivalents. Le mode opératoire défini pour ce faire est en l'occurrence simple et direct. Il consiste à utiliser un matériau très émissif des substances sélectionnées et à mesurer les émissions dans l'air de ce matériau nu (cas n°1), recouvert du matériau standard (cas n°2), puis recouvert du matériau adsorbant (cas n°3), selon les méthodes normalisées (série de normes ISO 16000) (Figure 10). A partir de ces résultats, l'atténuation des émissions en polluants par les matériaux standards et adsorbants peut être caractérisée par différenciation des cas

n°1 et n°2 et des cas n°1 et n°3, respectivement, et l'effet des agents actifs intégrés mis en évidence par différenciation des cas n°2 et n°3.



**Figure 10 :** Séquençage des tests d'émission destinés à caractériser la réduction des émissions occasionnées par les matériaux adsorbants

Deux matériaux émissifs différents ont été utilisés comme support aux matériaux standards et adsorbants :

- La réduction des émissions par les peintures (MA1, MA2, MA3 et MS123) a été caractérisée à partir d'un échantillon de panneau MDF. Les peintures ont été appliquées au rouleau, en respectant le rendement indiqué par le fabricant.
- La réduction des émissions par les matériaux en gypse (MA4, MS4, MA5, MS5 et MA6) a été caractérisée à partir d'un échantillon de panneau de particules. Le panneau de particules a été maintenu plaqué contre les matériaux en gypse à l'aide de ruban adhésif faiblement émissif.

Les essais d'émission ont été réalisés pendant 28 jours avec des mesures à 3, 7, 14 et 28 jours pour disposer de 4 points expérimentaux dans chacune des trois configurations, et juger ainsi d'une éventuelle évolution des émissions dans l'air au cours de la période d'essai.

## 2. Résultats et discussion

### 2.1. Emissions en polluants par les matériaux

Les résultats des mesures d'émissions des 9 matériaux standards et actifs constituant l'échantillon d'étude, après 28 jours, sont présentés dans le Tableau 7. Pour identifier plus facilement d'éventuelles différences entre les matériaux actifs et leur équivalent standard, qui pourraient témoigner d'un effet du principe actif intégré sur les émissions de certains polluants, les émissions des 14 COV et 4 aldéhydes systématiquement mesurées ont par ailleurs été représentées sous forme de diagrammes radars (Figure 11 à Figure 14).

**Tableau 7** : Résultats des essais d'émission des matériaux constituant l'échantillon d'étude

N° CAS	Polluant	Flux d'émission surfacique SERa [ $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ]								
		MA1	MA2	MA3	MS123	MA4	MS4	MA5	MS5	MA6
50-00-0	Formaldéhyde	0,4	0,1	1,2	0,3	<LQ	1,8	0,4	2,1	0,5
75-07-0	Acétaldéhyde	2	1,2	6,2	1,2	2,6	2,2	1,7	1,6	2,1
67-64-1	Acétone	3,8	3,8	3,9	3,2	< LQ	< LQ	4,8	2,9	4,5
100-52-7	Benzaldéhyde	0,5	0,9	1,2	<LD	NM <sup>a</sup>	NM <sup>a</sup>	1,2	1,1	NM <sup>a</sup>
66-25-1	Hexaldéhyde	1,3	1,1	1,1	<LD	< LQ	0,7	1,3	0,6	0,1
71-43-2	Benzène	0,2	<LD	<LD	0,2	0,1	<LQ	0,3	0,1	0,1
79-01-6	Trichloroéthylène	<LD	<LD	0,8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
84-74-2	Dibutylphthalate	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
117-81-7	DEHP	<LD	<LD	<LD	0,3	<LQ	0,4	0,6	0,2	1,0
108-88-3	Toluène	0,4	0,2	0,2	0,3	<LD	<LQ	0,2	<LD	<LD
127-18-4	Tetrachloroéthylène	<LD	2,3	0,6	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
100-41-4	Ethylbenzène	0,1	<LD	<LD	<LD	0,1	<LD	<LD	<LD	<LD
108-38-3	m-Xylène	0,2	<LD	<LD	<LD	0,4	<LD	<LD	0,2	<LD
106-42-3	p-Xylène	0,1	<LD	<LD	<LD	0,2	<LD	<LD	0,1	<LD
100-42-5	Styrène	2,9	<LD	0,3	<LD	<LD	<LD	0,2	0,3	<LD
95-47-6	o-Xylène	<LD	<LD	<LD	0,3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
111-76-2	2-Butoxyéthanol	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,3	<LD	152,8
95-63-6	1.2.4-Triméthylbenzène	0,2	<LD	<LD	0,1	0	<LQ	<LD	0,2	<LD
106-46-7	1.4-Dichlorobenzène	0,4	0,6	0,9	<LD	<LD	<LD	9,4	8,9	<LD
6624-57-3	Dibutyl glutarate <sup>b</sup>	99,0	94,5	120,2	99,3					
105-99-7	Butyl adipate <sup>b</sup>	6,4	9,5	11,2	10,0					

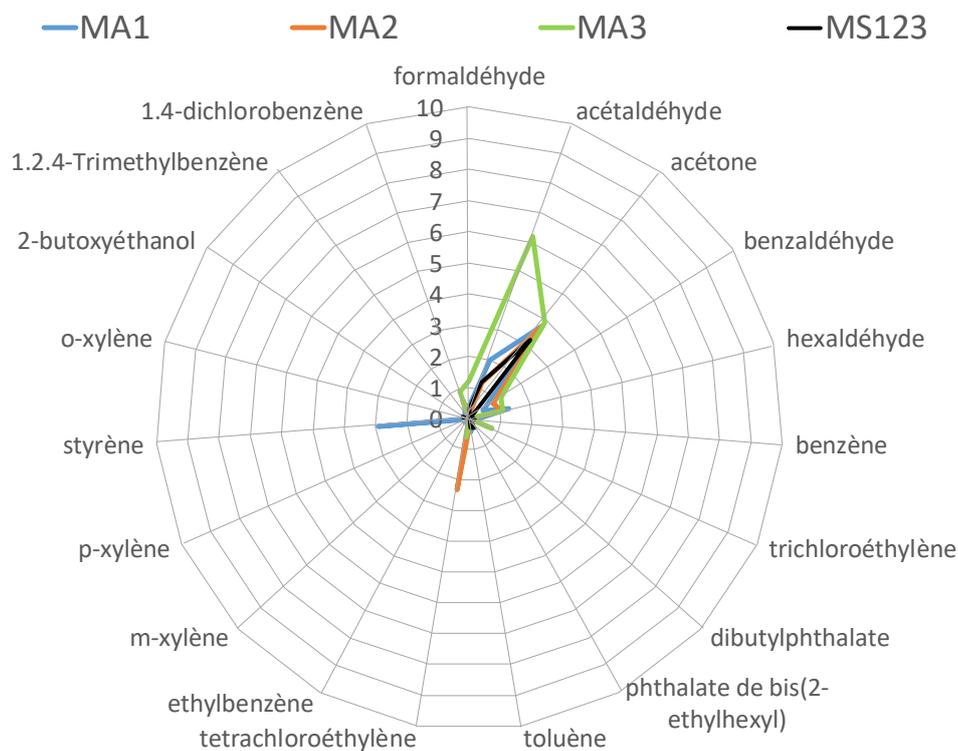
<sup>a</sup> Non mesuré

<sup>b</sup> Flux d'émission déterminé à partir de concentrations exprimées en équivalent toluène

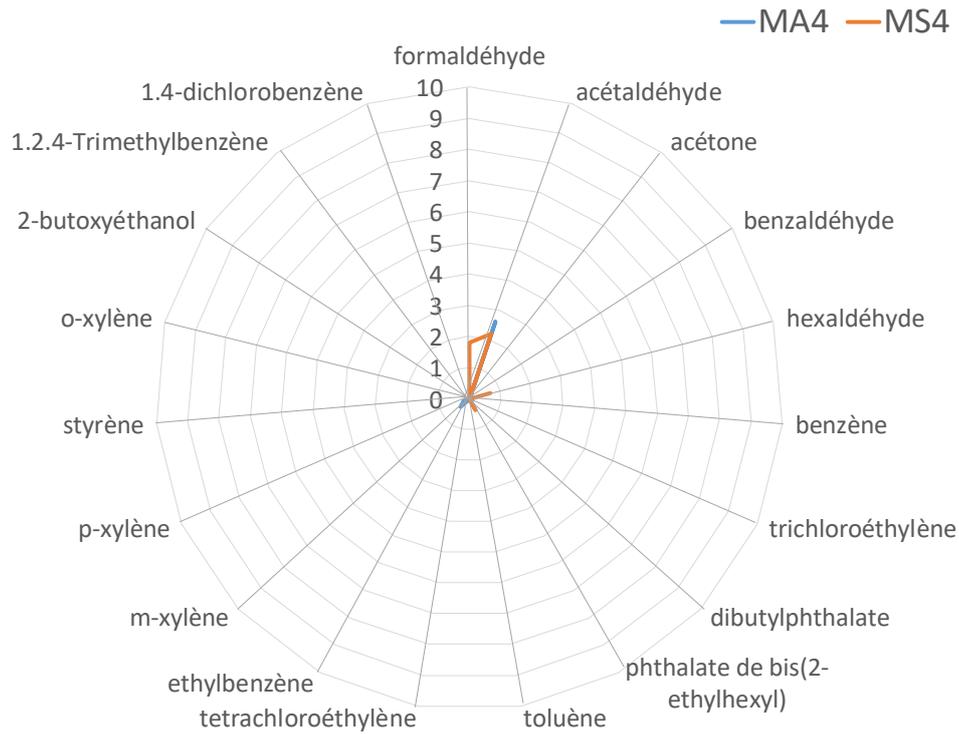
Le premier constat est que tous les COV et COSV de la liste préétablie sont émis en faible quantité par les peintures. Les flux surfaciques d'émission sont inférieurs et le plus souvent très inférieurs à  $10 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ . Les concentrations mesurées sont inférieures à la limite de détection (LD) pour plusieurs

substances. Il en va de même des émissions d'aldéhydes : seules les émissions d'acétaldéhyde par la peinture MA3 sont notoires ( $6,2 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) et sensiblement plus élevées que pour les autres peintures. Concernant les émissions caractérisées à partir de concentrations mesurées en équivalent toluène, on constate de fortes émissions de dibutyle glutarate ( $94$  à  $120 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ), et dans une moindre mesure de butyle adipate ( $6,4$  à  $11,2 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) par toutes les peintures. De manière générale, les profils d'émission des trois peintures adsorbantes (MA1, MA2 et MA3) et de leur équivalent standard (MS123) sont très similaires (Figure 11). Il n'est donc pas possible d'identifier à partir de ces essais des substances qui seraient retenues par le principe actif intégré aux trois peintures actives et pour lesquelles ces peintures pourraient donc avoir un effet significatif de dépollution de l'air intérieur par adsorption.

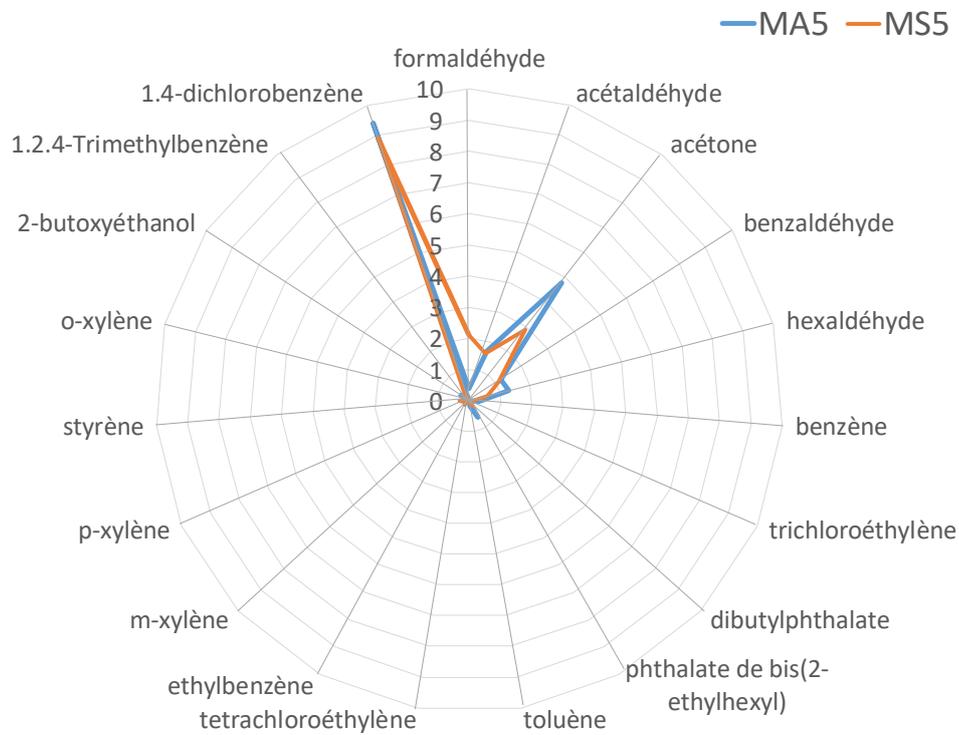
Les essais sur les matériaux en gypse (MA4, MA5, MA6, MS4 et MS5) conduisent aux mêmes conclusions : comme attendu pour ce type de matériaux, les émissions en polluants sont si faibles qu'il est impossible d'identifier une quelconque réduction des émissions dans l'air par les matériaux adsorbants. Le seul fait notoire qui émerge de ces émissions est en définitive le niveau d'émission très élevé en 2-butoxyéthanol par le matériau MA6 ( $152,8 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ), sans pour autant que l'on puisse savoir si cette émission résulte ou non du principe actif intégré à la matrice en gypse puisqu'il n'existe pas sur le marché d'équivalent standard à MA6.



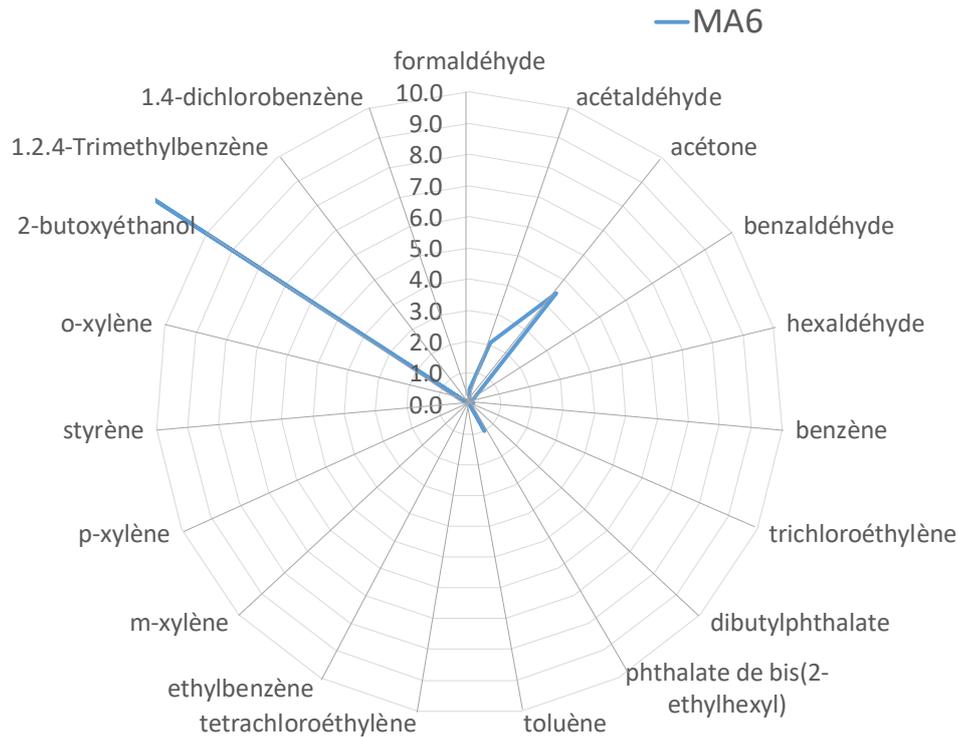
**Figure 11** : Comparaison des flux d'émission surfacique ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) des peintures adsorbantes (MA1, MA2, MA3) et de leur équivalent standard (MS123)



**Figure 12 :** Comparaison des flux d'émission surfacique ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) de la plaque de plâtre MA4 et de son équivalent standard (MS4)



**Figure 13 :** Comparaison des flux d'émission surfacique ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) de la plaque de plâtre adsorbante MA5 et de son équivalent standard MS5



**Figure 14 :** Flux d'émission surfacique ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ) des dalles de plafond MA6 (pas d'équivalent standard)

## 2.2. Caractérisation des flux adsorbés et de l'innocuité

Les résultats des deux séries d'essai d'adsorption réalisés sur les matériaux actifs et leur équivalent standard ont été synthétisés sous forme de graphiques indiquant, pour chacun des polluants cibles, le flux unitaire adsorbé ( $\phi_p$ , calculé par l'équation (3)) en fonction de la charge de polluant introduite dans la chambre environnementale. Le polluant étant injecté par l'air de ventilation, la charge  $L_p$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ ) est en l'occurrence définie par :

$$L_p = Q C_{e,p} \quad (10)$$

Tous les résultats sont présentés en Annexe 1, par polluant cible : chaque graphique présente les flux d'adsorption mesurés aux différents temps pour le matériau actif et son équivalent standard. Pour alléger l'analyse, seuls sont repris et commentés ici les graphiques témoignant d'un effet notable du matériau actif par un profil d'adsorption significativement différent de celui de son équivalent standard.

Les échelles en abscisse et en ordonnées ont été ajustées au cas par cas pour visualiser au mieux les variations de flux dans la gamme de charge testée. Le rapport d'échelles est néanmoins toujours le même, de sorte que la comparaison des pentes des profils permet de juger des différences de pouvoir d'adsorption des matériaux vis-à-vis d'un même polluant, ou des différences de pouvoir d'adsorption des polluants par un même matériau.

L'incertitude sur les flux adsorbés est systématiquement indiquée sur les graphiques. Elle a été déterminée à partir des incertitudes estimées sur les grandeurs utilisées pour leur calcul (équation (3)) et s'exprime donc de la façon suivante :

$$\Delta\Phi_p = \left| \frac{\partial\Phi_p}{\partial C_{e,p}} \right| \Delta C_{e,p} + \left| \frac{\partial\Phi_p}{\partial C_{s,p}} \right| \Delta C_{s,p} + \left| \frac{\partial\Phi_p}{\partial Q} \right| \Delta Q + \left| \frac{\partial\Phi_p}{\partial S} \right| \Delta S \quad (11)$$

Cette évaluation dite de type B s'appuie sur l'évaluation des incertitudes métrologiques propres à chacun des appareils de mesure. L'incertitude sur la mesure de débit  $\Delta Q$  est ici évaluée à  $0,1 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$  et les incertitudes sur la mesure des concentrations ( $\Delta C_{e,p}$  et  $\Delta C_{s,p}$ ) correspondent à l'incertitude analytique inter-laboratoire qui est de  $\pm 15\%$  de la valeur mesurée. L'incertitude sur les dimensions de l'échantillon placé dans la chambre ( $\Delta L$  et  $\Delta l$ ), qui détermine l'incertitude  $\Delta S$  sur la surface de l'échantillon, est quant à elle évaluée à  $0,002 \text{ m}$  :

$$\Delta S = l\Delta L + L\Delta l \quad (12)$$

Une fois développée, l'équation (11) s'écrit donc :

$$\Delta\Phi_p = \frac{0,15 Q}{S} (C_{e,p} + C_{s,p}) + \frac{S \Delta Q + Q \Delta S}{S^2} (C_{e,p} - C_{s,p}) \quad (13)$$

Le fait de définir une même incertitude pour toutes les mesures de concentration se traduit dans les faits par une forte incertitude sur les flux calculés à forte charge de polluant, c'est-à-dire aux concentrations les plus élevées. Il s'agit probablement d'une hypothèse très majorante.

L'incertitude sur la charge de pollution n'est pour sa part pas représentée sur les graphiques, pour faciliter leur lecture.

En lien avec les objectifs du protocole expérimental mis en place, la première conclusion qui ressort des résultats est que pour nombre de systèmes polluant/matériau, la durée des essais fixée à 48 h n'est pas suffisante pour obtenir un régime permanent permettant de visualiser le seul flux d'adsorption chimique dans le matériau : les flux mesurés dans les matériaux standards ne sont pas systématiquement nuls à H+48 pour certaines charges, notamment les plus élevées, ce qui signifie que l'équilibre d'adsorption physique n'est pas atteint à ce temps, et qu'il ne l'est donc sans doute pas non plus dans les matériaux actifs correspondants. Cette hypothèse est confortée par le fait qu'en pareille circonstance, on observe également une légère évolution à la baisse des flux mesurés dans le matériau actif à H+24, H+30 et H+48. Dans ce contexte, l'action des matériaux actifs sur les polluants cibles doit être appréciée au regard des différences de flux d'adsorption mesurés dans le matériau actif et le matériau standard, les résultats des essais de capacité présentés dans le paragraphe 2.3 apportant un complément d'information sur la nature de l'adsorption mise en jeu dans les matériaux actifs.

Au vu de l'ensemble des résultats présentés en Annexe 1, les conclusions sont nettes concernant le spectre d'action des 6 matériaux actifs de l'échantillon, à savoir qu'ils n'agissent véritablement que sur

le formaldéhyde, avec des pouvoirs d'adsorption qui varient dans des proportions importantes d'un matériau à l'autre (Figure 15).

Le seul matériau pour lequel aucun effet sur le formaldéhyde n'apparaît évident est la peinture MA3. Ce matériau est un cas particulier au niveau du déroulé du plan expérimental puisqu'il n'a pas fait l'objet de 2, mais de 3 séries de tests. Les résultats de la première et de la seconde série n'étant pas concordants, la batterie d'essais à différentes charges a en effet été répétée une troisième fois, confirmant les résultats obtenus dans le cadre de la deuxième série plutôt que de la première (marqueurs rouges), à savoir des flux aussi faibles qu'ils le sont pour le matériau standard.

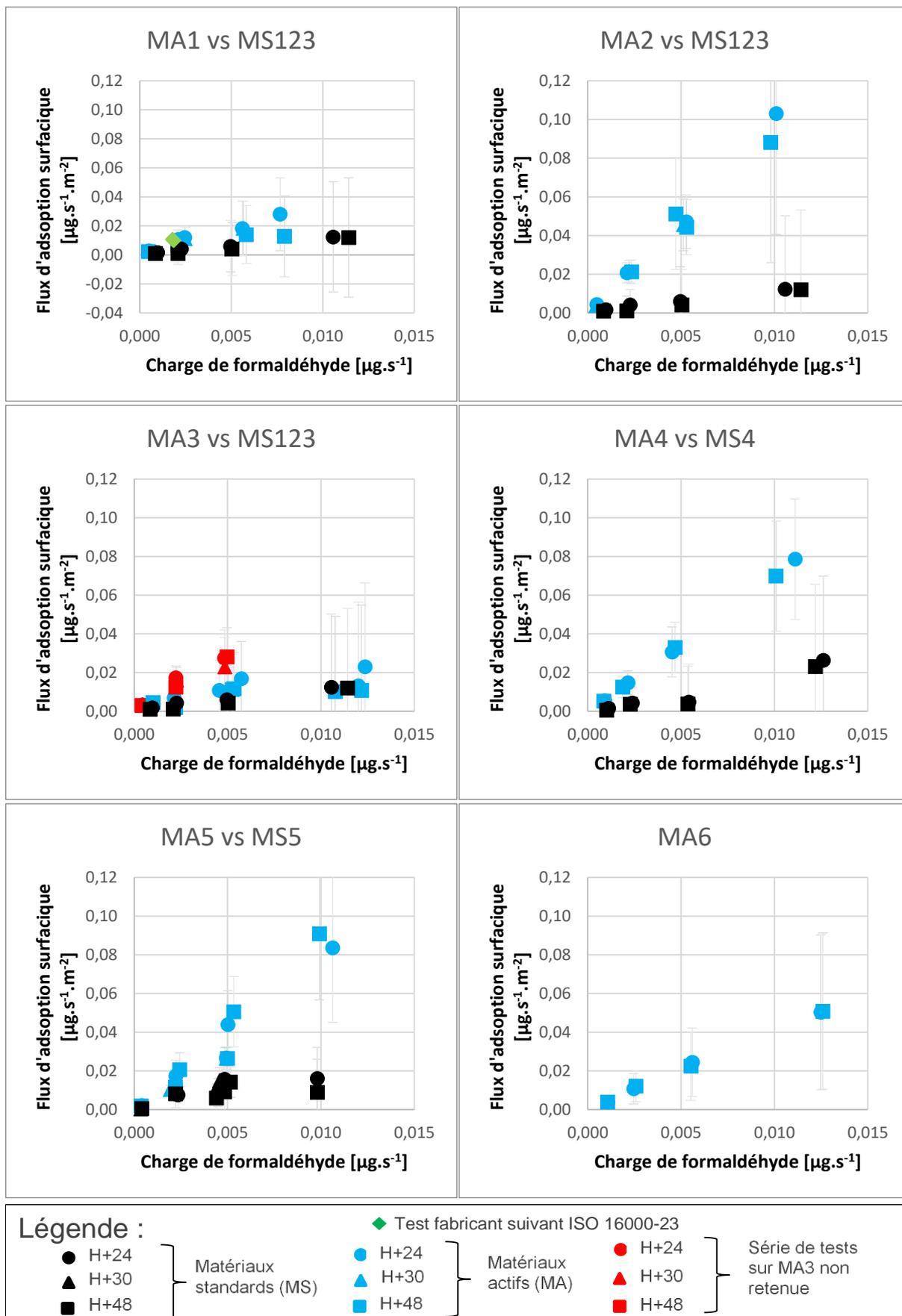
Les flux de formaldéhyde mesurés dans la peinture MA1 sont cohérents avec les résultats des tests suivant la norme ISO 16000-23 qui ont été commandés par le fabricant (marqueurs verts sur le graphique)<sup>1</sup>. Cette peinture MA1 semble avoir un effet sur le formaldéhyde, même si les écarts de flux avec le matériau standard se situent pour la plupart dans le domaine d'incertitude de chacun des deux flux mesurés. Dans tous les cas, les flux adsorbés sont nettement plus faibles que dans la peinture MA2.

La comparaison des profils d'adsorption du formaldéhyde dans les plaques de plâtre dépolluantes MA4 et MA5 et dans leurs équivalents standards respectifs font très clairement ressortir les effets des principes actifs intégrés. Les performances initiales des deux matériaux<sup>2</sup>, en termes de flux adsorbés, sont par ailleurs assez similaires. L'absence de matériau de référence pour MA6 ne permet pas de faire ressortir l'effet du principe intégré à la matrice en gypse sur l'adsorption du formaldéhyde. La pente du profil obtenu, comparée à celle de MS4 et MS5, suggère qu'il y en a un. Il ne peut néanmoins être totalement exclu que l'équivalent standard de MA6 aurait présenté le même profil, et que la plus forte adsorption observée pour MA6 que pour MS4 et MS5 résulte uniquement de propriétés structurelles (porosité, surface spécifique) de la matrice en gypse.

---

<sup>1</sup> MA1 est le seul matériau pour lequel les résultats d'essai suivant cette norme ont pu être trouvés.

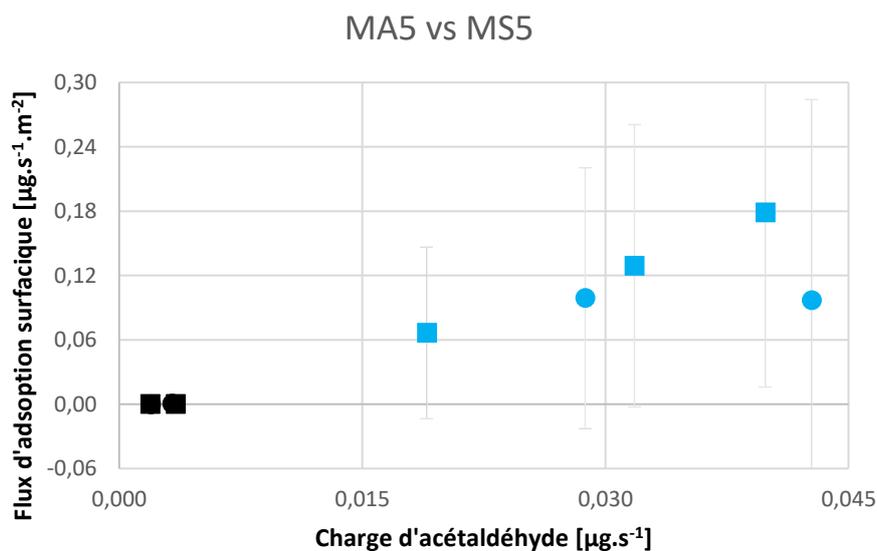
<sup>2</sup> Performances initiales au sens où les résultats se rapportent aux matériaux neufs et à une période courte correspondant à la durée de la série de tests



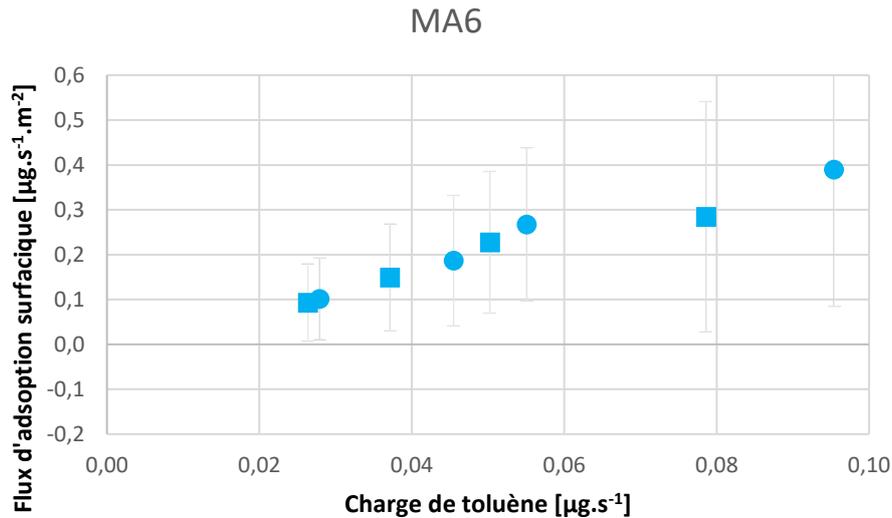
**Figure 15 :** Flux d'adsorption de formaldéhyde mesurés dans les matériaux actifs et leur équivalent standard

Deux séries de tests interrogent quant à la possibilité d'effet durable des matériaux actifs sur d'autres polluants que le formaldéhyde. Ils concernent les systèmes MA5/acétaldéhyde (Figure 16) et MA6/toluène (Figure 17) pour lesquels les flux d'adsorption mesurés sont beaucoup plus importants que pour les autres systèmes (hors formaldéhyde), et varient linéairement avec la charge de polluant. En l'état des données, l'effet du principe actif sur l'adsorption ne peut néanmoins être démontré dans aucun des deux cas, pour des raisons différentes :

- Les charges d'acétaldéhyde auxquelles a été exposé MS5 sont faibles. Il n'est en l'état pas possible de déterminer si les flux adsorbés seraient plus faibles ou du même ordre de grandeur que ceux enregistrés pour MA5 dans la gamme de charge à laquelle ce dernier matériau a été exposé.
- Sans mesures dans le matériau standard équivalent, il est impossible de déterminer si l'adsorption du toluène dans MA6 résulte du principe actif intégré ou d'un pouvoir d'adsorption (physique) important de la matrice solide. Les essais sur MS4 et MS5 ne suggèrent pas de pouvoir d'adsorption particulièrement élevé du toluène par les matrices en gypse. D'un autre côté, le principe actif est a priori le même que pour MA5 (Activ'Air®), mais aucune adsorption notable de toluène n'est observable pour ce matériau. Ce résultat pose donc question.



**Figure 16 :** Flux d'adsorption de l'acétaldéhyde dans les matériaux MA5 et MS5 en fonction de la charge introduite dans la chambre d'essai



**Figure 17** : Flux d'adsorption du toluène dans le matériau MA6 en fonction de la charge introduite dans la chambre d'essai

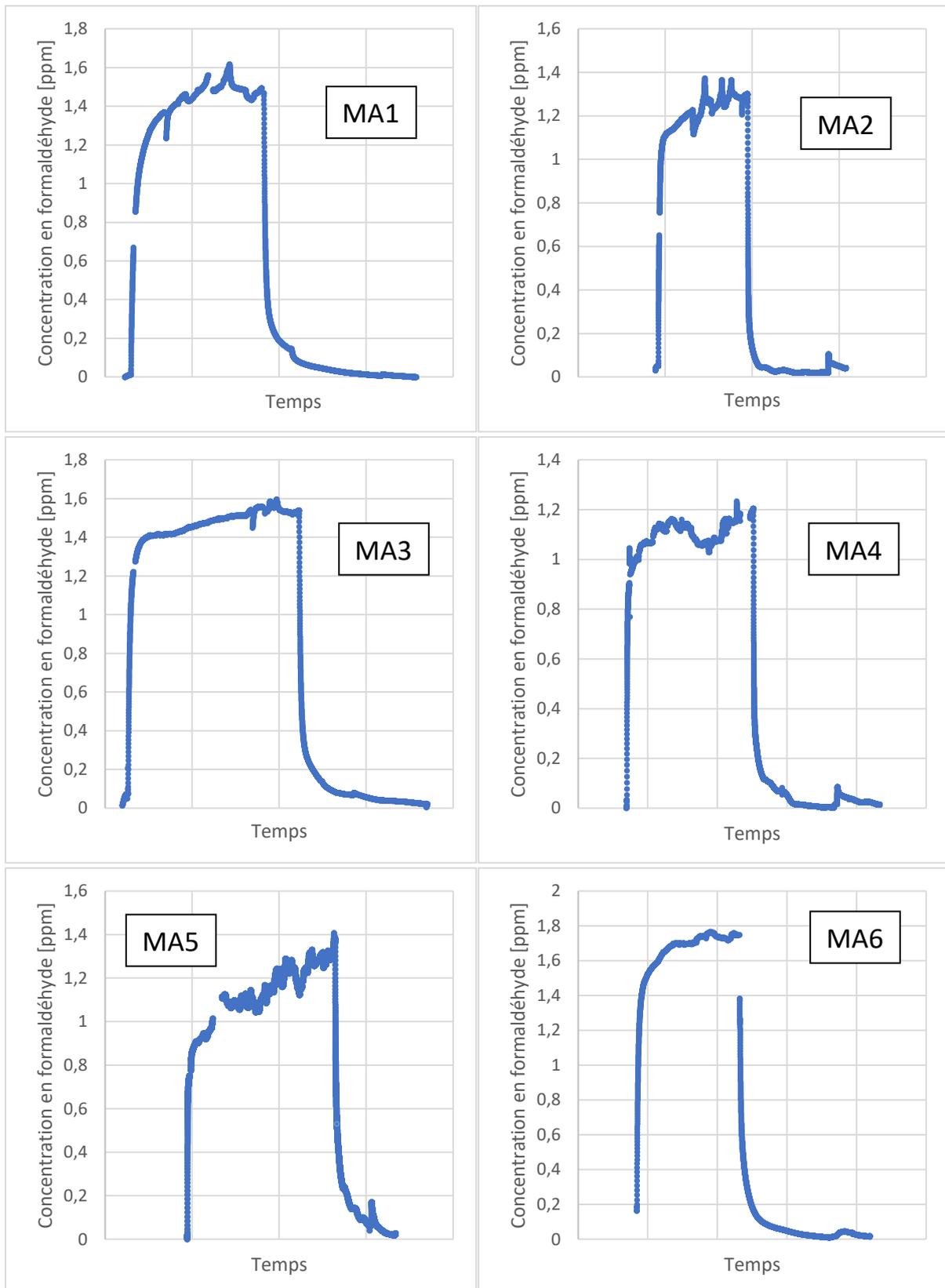
Pour clore l'analyse du spectre d'action des matériaux actifs constituant l'échantillon d'essai, il convient de remarquer que du fait des contraintes techniques, les matériaux n'ont été testés que dans une plage de charge d'hexaldéhyde correspondant à de faibles concentrations à l'entrée de la chambre d'essai (moins de  $7 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour tous les essais sur les plaques de gypse). Les écarts de flux adsorbés entre les matériaux actifs et leur équivalent standard sont nécessairement faibles dans ce domaine, et en pratique indiscernables. Il ne peut cependant être exclu que certains matériaux actifs aient également une action sur l'acétaldéhyde, comme tendent à le suggérer les résultats des essais présentés dans le paragraphe 2.4.

Les conclusions relatives aux mesures de flux adsorbés par les matériaux MA3 et MA4, identifiés comme mettant possiblement en jeu des processus d'épuration par catalyse, répondent dans le même temps à la question de leur innocuité. Sans adsorption constatée de polluants primaires, il ne peut y avoir de production de composés secondaires par MA3. Pour MA4, si le principe actif s'avère être une catalyse hétérogène, les seuls composés secondaires qui pourraient être produits et libérés dans l'air dériveraient de l'oxydation du formaldéhyde, ce qui réduit considérablement le champ de possibilités puisque le formaldéhyde est lui-même un composé secondaire qui n'apparaît qu'en toute fin de la chaîne d'oxydation (photo)catalytique des COV (Debono, 2011). L'analyse des chromatogrammes relatifs aux prélèvements à la sortie de la chambre d'essai n'a dans tous les cas rien révélé. Par ailleurs, les résultats des essais de capacité, présentés dans le paragraphe suivant, apportent un éclairage sur la nature de l'adsorption du formaldéhyde dans MA4, qui corrobore l'absence de production de composés secondaires.

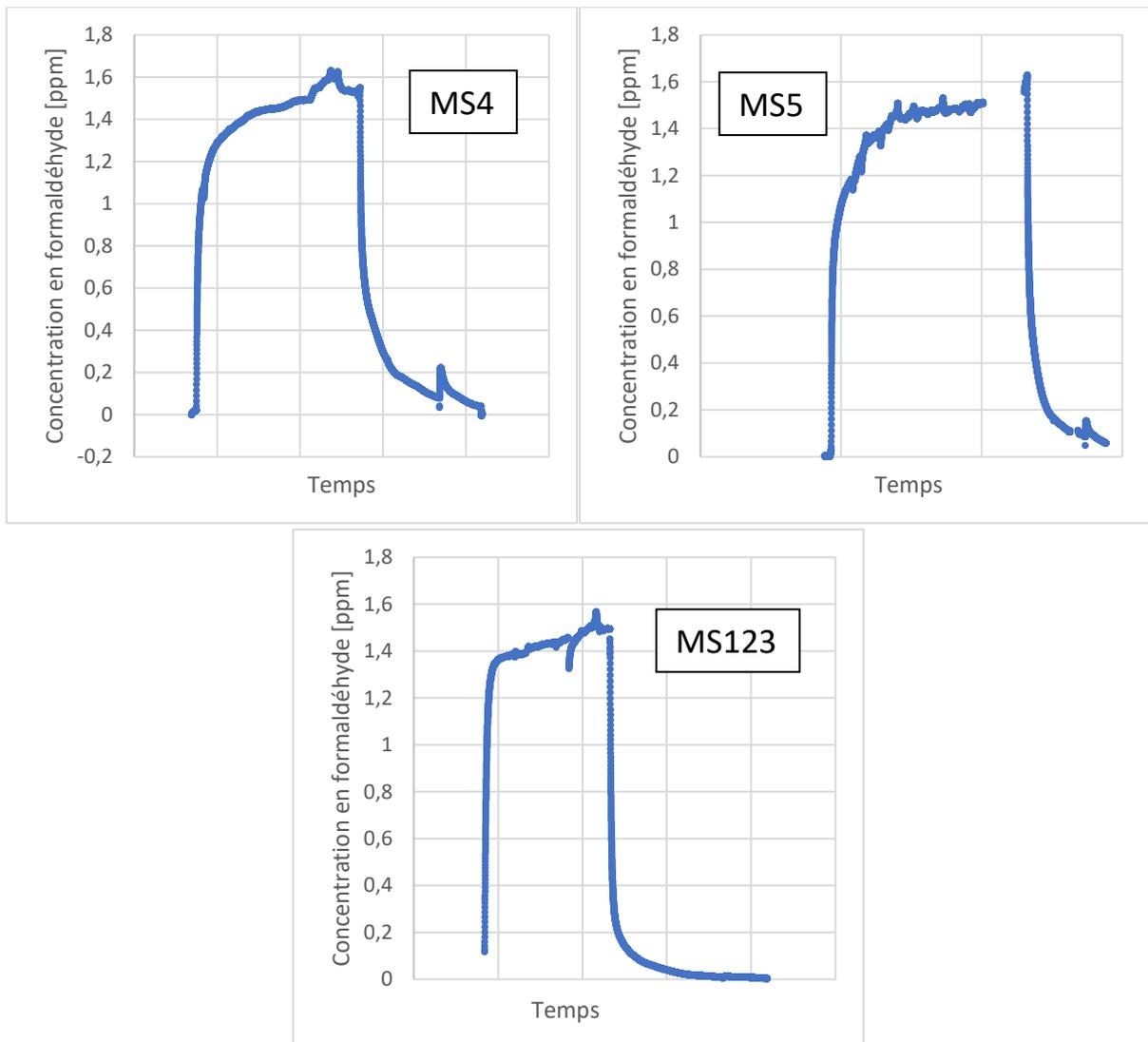
### 2.3. Capacités d'adsorption et irréversibilité

Comme indiqué dans le paragraphe 1.3.4, le protocole expérimental visant à caractériser la nature et la capacité d'adsorption des matériaux adsorbants sélectionnés n'a été mis en œuvre que pour le formaldéhyde compte tenu de l'absence démontrée d'effets significatifs sur les autres polluants cibles. Les profils de concentrations mesurées à la sortie de la chambre d'essai, au cours des 3 phases qui constituent l'essai, sont présentés en Figure 18 pour les matériaux actifs et en Figure 19 pour les matériaux standards. Les masses adsorbées et désorbées ont été déterminées par intégration des profils relatifs à chacune des phases (voir paragraphe 1.3.4), au besoin en lissant et/ou en extrapolant les mesures jusqu'à la saturation présumée (pour la phase 1), ou jusqu'à une concentration nulle à la sortie de la chambre (pour les phases 2 et 3). Ces masses ont ensuite été rapportées à l'unité de surface de matériau exposée (Figure 20) et de masse d'échantillon de matériau (Figure 21), chacun de ces modes de normalisation présentant un intérêt : l'utilisation des surfaces exposées permet d'apprécier les capacités d'adsorption offertes par chacun des matériaux en fonction des surfaces (visibles) disposées dans une pièce ou un bâtiment. La modélisation fine des transferts de polluants dans les matériaux adsorbants requiert pour sa part que des capacités d'adsorption massiques (en  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de matériau) puissent être spécifiées, puisque le principe actif est le plus souvent réparti dans le volume ou la masse du matériau. Dans le contexte particulier de l'étude, où l'échantillon de matériaux est constitué pour moitié de matériaux fins (peintures) et de matériaux épais (plaques de plâtre et dalle de plafond), la double représentation des capacités d'adsorption présente en outre l'avantage pratique de pouvoir figurer tous les résultats sur une échelle définie par la plus grande capacité mesurée, tout en faisant clairement ressortir les différences entre masses adsorbées et désorbées pour chacun des 9 matériaux. Les plus faibles valeurs sur la représentation des capacités surfaciques sont en effet les plus élevées sur la représentation des capacités massiques, et inversement.

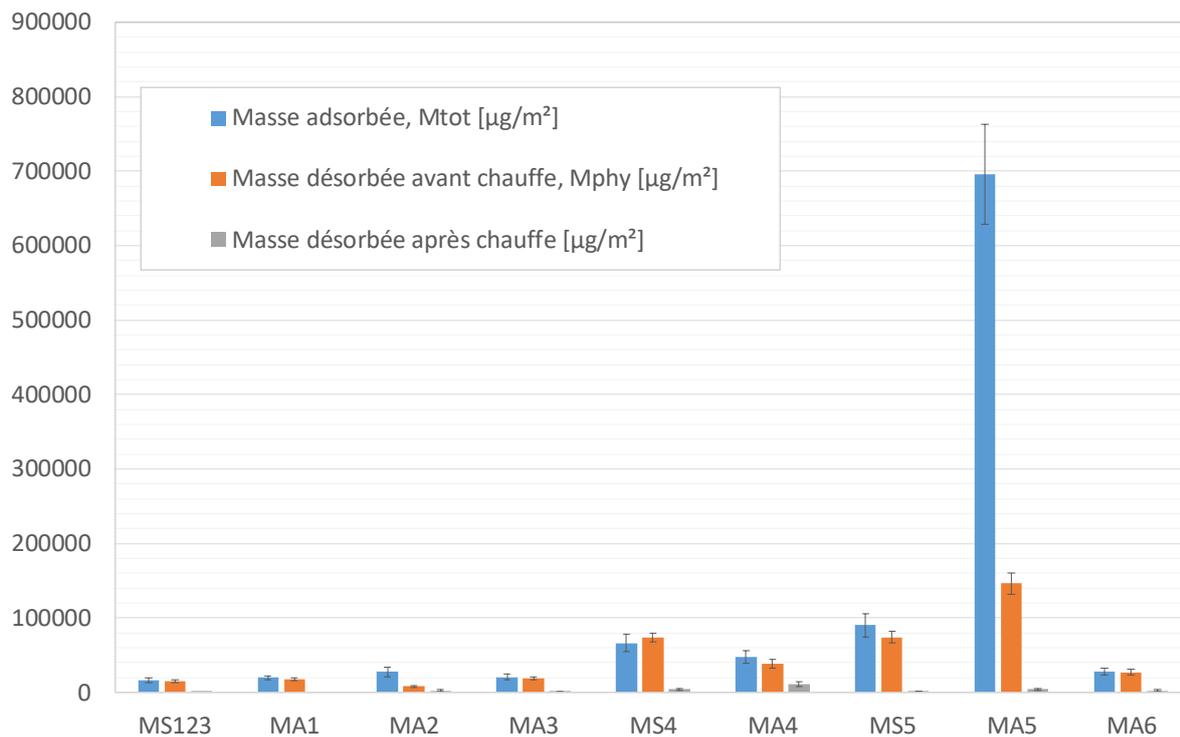
Les incertitudes reportées sur la Figure 20 et la Figure 21 ont été déterminées sur la base des incertitudes de mesure des paramètres à partir desquels sont calculées les capacités d'adsorption ; elles n'intègrent pas les incertitudes liées au calcul lui-même, résultant notamment des possibles lissages et extrapolations susmentionnées. Les plus fortes incertitudes sur les capacités d'adsorption massiques des peintures résultent du fait que les échantillons de verre n'ont pas été pesés avant application des peintures, et que les masses de peinture ont donc été évaluées à partir des surfaces peintes, du grammage indiqué par le fabricant pour l'utilisation de l'applicateur ( $214 \pm 10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) et du résidu sec, lui aussi indiqué par le fabricant ( $70 \pm 2 \%$ ).



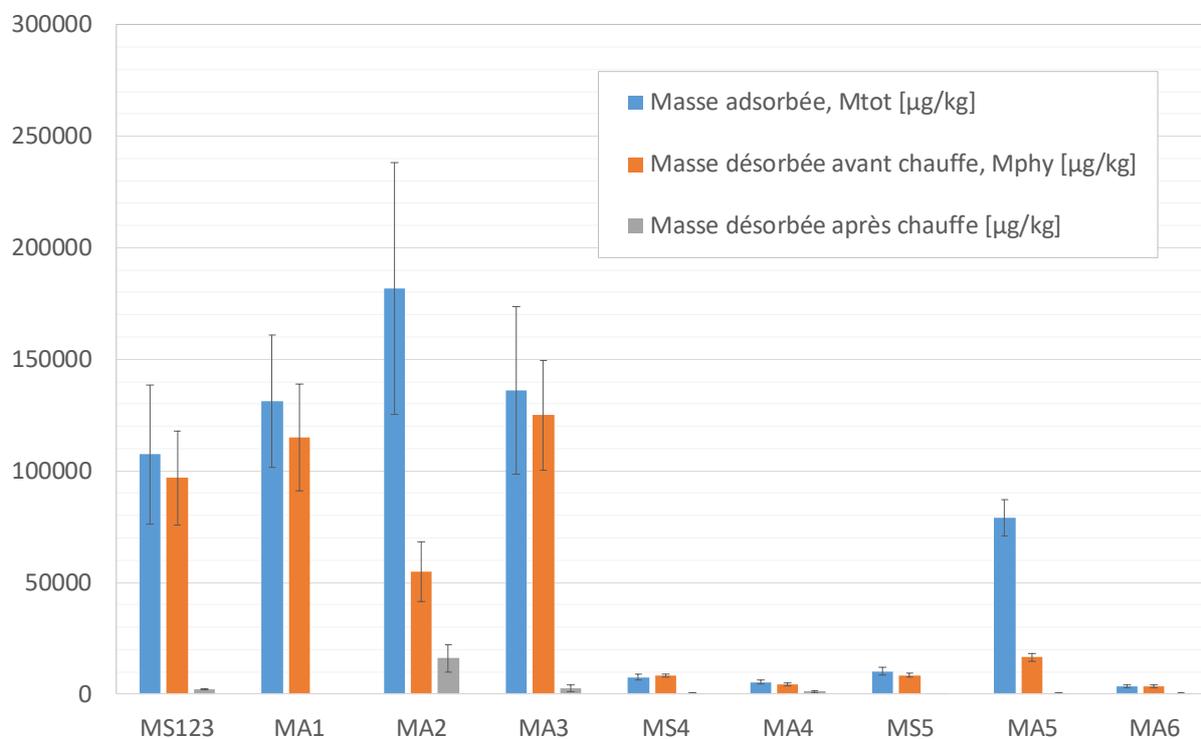
**Figure 18 :** Profils de concentrations en formaldéhyde (ppm) à la sortie de la chambre d'essai – Matériaux actifs



**Figure 19 :** Profils de concentrations en formaldéhyde (ppm) à la sortie de la chambre d'essai – Matériaux standards



**Figure 20 :** Masses spécifiques de formaldéhyde adsorbées et désorbées par les matériaux, en  $\mu\text{g}$  par  $\text{m}^2$  de surface exposée



**Figure 21 :** Masses spécifiques de formaldéhyde adsorbées et désorbées par les matériaux, en  $\mu\text{g}$  par  $\text{kg}$  de matériau exposé

Avant toute analyse, il est important de souligner que les résultats présentés en Figure 20 et en Figure 21 ne permettent pas systématiquement de comparer les capacités d'adsorption des matériaux, et a fortiori de juger de l'augmentation de leur capacité d'adsorption par l'ajout des principes actifs aux matériaux standards, puisque les essais n'ont pas tous été réalisés avec une même concentration en entrée. Comme expliqué dans le paragraphe 1.3.4, la capacité d'adsorption mesurée intègre une composante physique qui dépend de la concentration dans l'air ; seule la capacité d'adsorption chimique est invariante.

Les différences de masses de formaldéhyde adsorbées et désorbées à 23°C caractérisent le niveau d'irréversibilité de l'adsorption dans les matériaux et donnent ainsi des indications sur sa nature. En ce sens, la quasi-égalité des quantités adsorbées et désorbées pour les trois matériaux standards, MS123, MS4 et MS5, est un résultat attendu. Elle témoigne d'une adsorption purement physique (réversible) du formaldéhyde, ce qui est le lot de la grande majorité des composés organiques volatils dans les matériaux du bâtiment. Le fait que l'adsorption de formaldéhyde dans MA3 s'avère également être de type physique n'est pas non plus une surprise au regard des conclusions issues des mesures de flux adsorbés (aucune différence significative par rapport au matériau standard équivalent MS123). En revanche, les résultats relatifs à MA4 et MA6 interpellent. Les incertitudes de mesure ne permettent pas en première lecture de juger si ces matériaux se comportent comme des adsorbants physiques, ou s'ils possèdent une faible capacité d'adsorption chimique (irréversible). L'analyse comparée des résultats avec MA1, MA2 et MA5 apporte cependant quelques éléments de réponse.

Pour MA2 et MA5, les différences entre les masses adsorbées et désorbées à 23°C sont très importantes (127000 et 62460  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  respectivement) et la masse désorbée à 35°C est nettement inférieure (16140  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA2 et 420  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA5). La nature chimique de l'adsorption par les principes actifs intégrés à ces deux matériaux est donc évidente, et il ne semble pas exister de risque de réémission massive de formaldéhyde dans l'air intérieur quand les matériaux sont soumis à une forte contrainte thermique. MA1 présente les mêmes caractéristiques et peut donc aussi être positionné dans la catégorie des matériaux adsorbants chimiques, en dépit du plus faible écart entre les masses adsorbée et désorbée à 23°C (16200  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Le fait que la capacité d'adsorption apparaisse sensiblement plus élevée pour MA1 que pour MS123, alors que les deux matériaux ont été testés à une concentration quasi identique à l'entrée de la chambre, témoigne par ailleurs de l'effet de la résine active sur la capacité d'adsorption de la peinture.

La situation est différente pour MA4 et MA6 puisqu'aux faibles écarts calculés entre les masses adsorbées au cours de la phase 1 et les masses désorbées au cours de la phase 2 (1075  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA4 et 66  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA6), qui pourraient être le seul fait de l'incertitude sur les mesures et les calculs, s'ajoute le constat que les masses désorbées à 35°C sont supérieures à ces écarts (1250  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA4 et 30  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA6). Il convient dès lors de considérer que les principes actifs intégrés à MA4 et MA6 renforcent le pouvoir d'adsorption des matériaux, comme mis en évidence en Figure 15, et sans doute aussi leur capacité totale d'adsorption, mais que cette adsorption reste purement physique. La répétition de l'essai sur MA4 (résultats non figurés) a permis de conforter cette conclusion.

Au final, seuls 3 des 6 matériaux adsorbants constituant l'échantillon d'étude s'avèrent donc capables de capter de manière irréversible les molécules de formaldéhyde présentes dans l'air intérieur ou émises par les matériaux avec lesquels ils sont en contact. La connaissance de la capacité d'adsorption chimique de ces matériaux (respectivement 16200, 127000 et 62460  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pour MA1, MA2 et MA5) est un facteur clé pour appréhender leur durée de vie en termes d'épuration de l'air intérieur, qui peut être définie comme le temps nécessaire pour saturer complètement les matériaux, ou pour atteindre un niveau de saturation au-delà duquel l'effet d'épuration n'est plus jugé significatif. En plus de sa

capacité d'adsorption chimique, la durée de vie d'un matériau adsorbant dépend donc aussi de la surface disposée dans les pièces, de son positionnement au sein des parois, des émissions par les matériaux sur lesquels il est appliqué ou qui le recouvrent, des émissions par les sources internes et du renouvellement d'air. En ce sens, cette notion est abordée au chapitre 2, dédié à la simulation des matériaux intégrés aux bâtiments.

## 2.4. Potentiel de réduction des émissions à la source

Les flux surfaciques d'émission (SERa) en formaldéhyde, acétaldéhyde, acétone et hexaldéhyde du panneau de fibres de bois (MDF) nu puis recouvert de la peinture standard (MS123) et des 3 peintures adsorbantes (MA1, MA2 et MA3) sont présentés en Figure 22.

De la même manière, les résultats des essais d'émission du panneau de particules (CARB 2) nu puis recouvert des plaques ou dalle de plâtre standards (MS4 et MS5) et actives (MA4, MA5, MA6) sont présentés en Figure 23.

Les résultats concernant le limonène et le toluène ne sont pas représentés, les émissions des panneaux MDF et CARB2 étant trop faibles pour analyser les effets induits par leur revêtement (concentrations en toluène de  $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et en limonène de  $7,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  à J3 pour CARB2 ; concentration en toluène de  $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et en limonène inférieure à la limite de détection à J3 pour MDF).

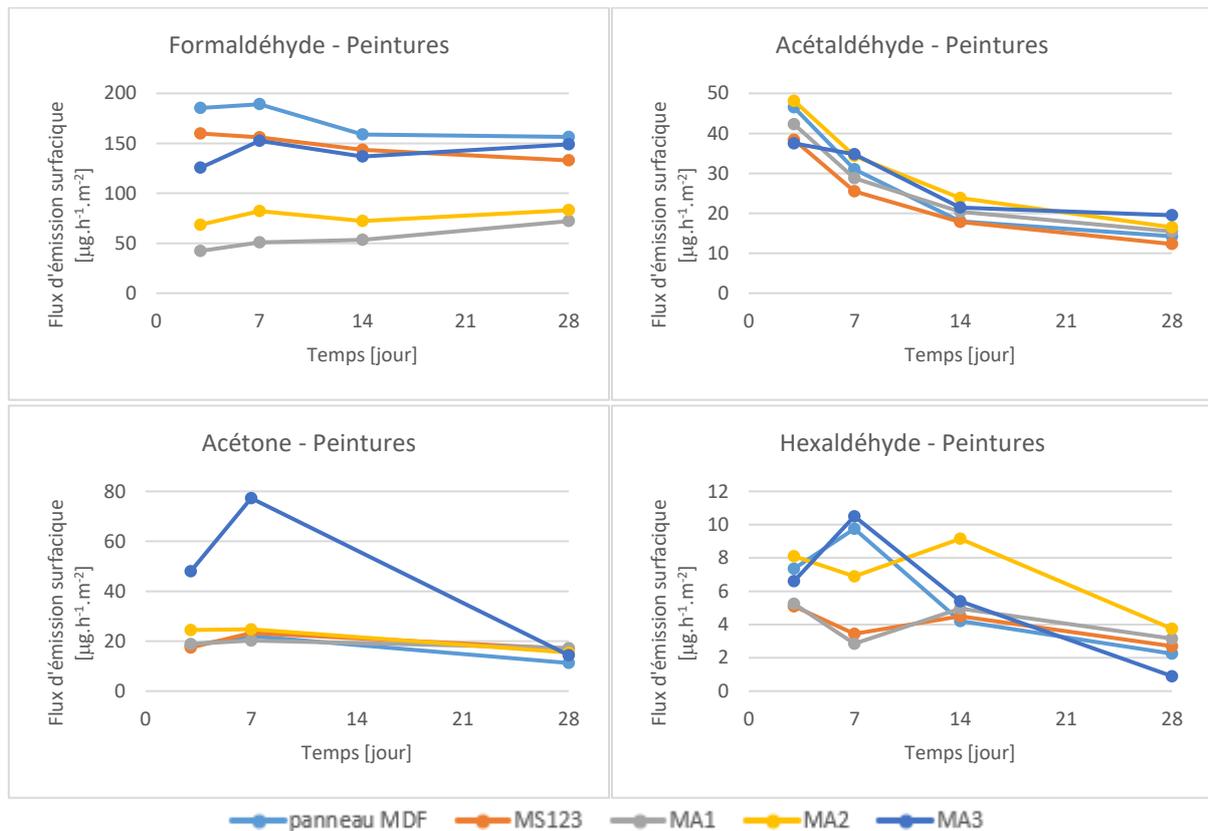
Les lois physiques qui régissent les transferts de gaz dans les milieux solides indiquent que le revêtement d'un matériau émissif par un matériau quelconque (standard) modifie sa dynamique d'émission en polluants par la résistance au transfert de masse et par les effets capacitifs qu'induisent le matériau de revêtement (Tiffonnet, 2000). L'effet résistif est déterminé par l'épaisseur et par le coefficient de diffusion du polluant dans le matériau, tandis que l'effet capacitif est déterminé par ses propriétés d'adsorption. La résultante des deux effets est souvent désignée comme un « effet barrière » puisqu'aux temps courts (typiquement la période de 28 jours définie pour les essais d'émission normalisés), la combinaison des deux processus contribue à réduire les émissions du matériau support. Il s'agit néanmoins bien d'un effet inertiel (le matériau de revêtement étale les émissions dans le temps ; le flux mesuré pour le matériau revêtu peut donc être supérieur au flux mesuré pour le matériau nu aux temps longs) qui peut être difficile à appréhender expérimentalement si les émissions du matériau support ne sont pas (quasi) constantes mais décroissent rapidement dans le temps, comme cela est fréquemment le cas.

Si le matériau émissif est recouvert d'un matériau actif plutôt que standard, l'effet attendu est une plus forte réduction des émissions, aux temps courts uniquement si l'adsorption par les agents actif est purement physique (amplification des effets inertiels), et sur la durée de vie du matériau si les agents actifs induisent une adsorption chimique irréversible (piégeage définitif d'une partie des molécules de polluant lors de la diffusion vers l'ambiance se traduisant par une moindre quantité de molécules émises dans l'air).

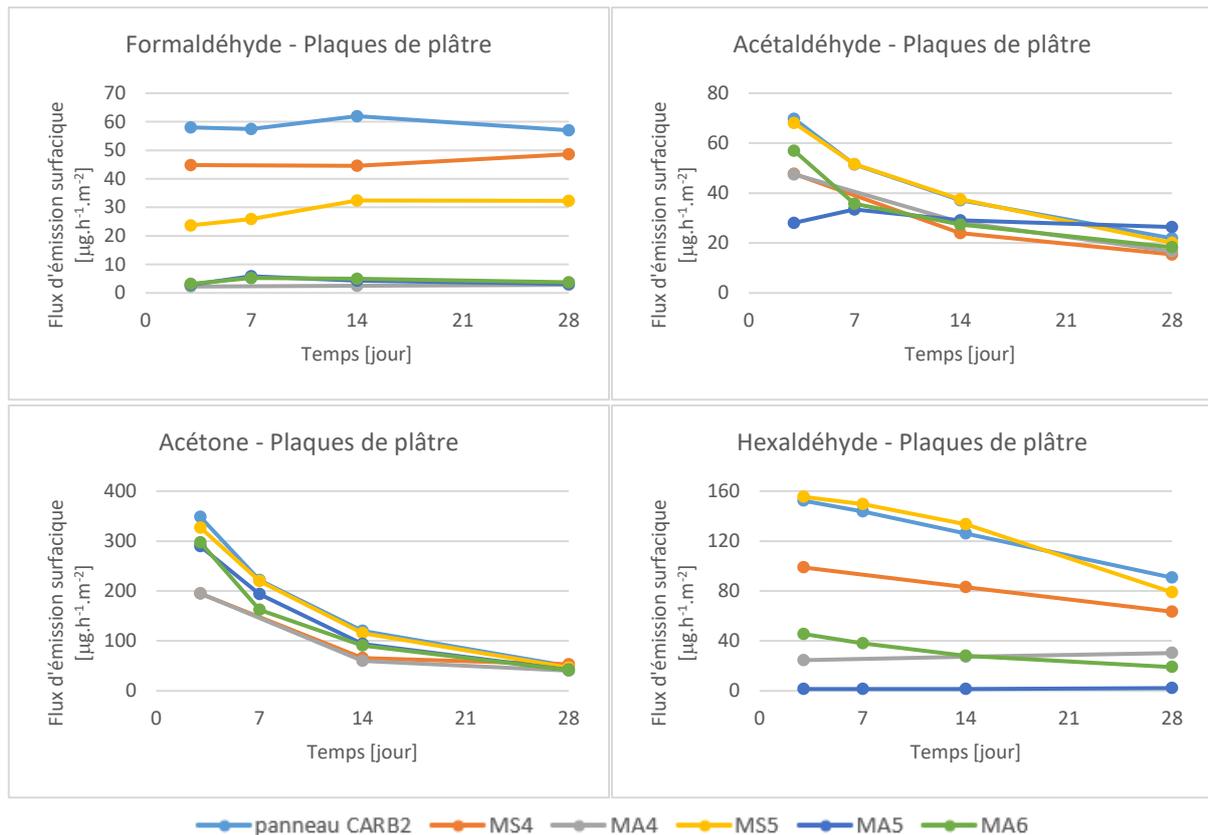
Ces effets sont clairement visibles pour le formaldéhyde, pour lequel les émissions des panneaux de fibres de bois (MDF) et de particules (CARB2) sont relativement constantes pendant les 28 jours de mesure. Avec la peinture standard (MS123) comme avec la peinture MA3, pour laquelle les essais d'adsorption n'ont pas montré d'effet du principe actif intégré (voir paragraphe 2.2), les émissions sont réduites d'environ 15 % (Figure 22). Elles sont en revanche réduites de plus de 45 % avec les matériaux MA1 et MA2. Par comparaison avec la relative invariance des émissions mesurées au cours de la période d'essai, l'augmentation lente des émissions du système formé par le panneau de MDF

recouvert de peinture MA1 pourrait être le reflet de la saturation progressive des agents actifs intégrés, la capacité d'adsorption chimique de MA1 étant beaucoup plus faible que celle de MA2 (voir paragraphe 2.3).

Avec les plaques de plâtre standards recouvrant le panneau de particules, on observe une réduction des émissions en formaldéhyde qui atteint 15 % pour MS4 et 43 % pour MS5, à 28 jours (Figure 23). Avec les trois plaques actives (MA4, MA5 et MA6), l'effet est considérablement amplifié puisque les émissions surfaciques demeurent inférieures à  $4 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  tout au long de la période d'essai. S'ils apparaissent logiques pour MA4 et MA5, ces résultats entretiennent donc les questions suscitées par les résultats des tests d'adsorption et de capacité concernant les effets de MA6 sur l'adsorption du formaldéhyde. L'absence de matériau standard de référence s'avère une nouvelle fois très pénalisante pour proposer une analyse robuste des phénomènes induits par le principe actif intégré à ce matériau.



**Figure 22** : Flux surfacique d'émission (SERa) par le panneau de fibre de bois (MDF) nu et recouvert des peintures



**Figure 23** : Flux surfacique d'émission (SERa) par le panneau de particules (CARB) nu et recouvert des plaques de gypse

Les remarques et conclusions qui ressortent des profils d'émission des trois autres polluants cibles émis par les panneaux sont les suivantes :

- Les profils d'émission en acétaldéhyde du panneau MDF nu et recouvert des peintures sont très similaires et ne permettent pas de dégager un effet des principes actifs intégrés à MA1, MA2 et MA3 sur la dynamique d'émission du panneau de fibres de bois (Figure 22). Il convient de noter que l'interprétation des résultats peut être brouillée par le fait que les peintures émettent elles-mêmes de l'acétaldéhyde, même si les flux d'émissions observés ici sont très inférieurs à ceux relevés pour les peintures seules (Figure 11).
- En lien avec les questions suscitées par les résultats des tests d'adsorption de l'acétaldéhyde dans la plaque de plâtre MA5 (Figure 16), la comparaison des profils d'émission du panneau de particules nu et recouvert de la plaque MA5 tend à indiquer que l'adsorption dans MA5 serait (majoritairement) de type physique : il s'agit du seul système CARB2/plaque de gypse pour lequel on observe un flux d'émission nettement plus faible que celui du panneau nu au début de la période d'essai, mais qui devient supérieur à ce dernier à 28 jours. Comme expliqué ci-dessus, ce comportement inertiel est caractéristique des matériaux mettant en jeu une adsorption physique des polluants émis par le support.
- Les flux d'émission en acétone qui sont beaucoup plus élevés pour le système MDF/MA3 que pour le panneau MDF nu à J+3 et J+7 sont difficilement explicables. La peinture MA3 a certes été démontrée comme étant la plus émissive en acétone des 4 peintures de l'échantillon, mais le flux mesuré dans le cadre de ces essais d'émission n'était que de  $4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  contre plus de  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  ici (Figure 22). Les profils d'émission en acétone par les plaques de gypse

recouvrant le panneau de particules (CARB2) sont caractéristiques du comportement attendu pour des matériaux mettant en jeu une adsorption physique : les flux d'émission mesurés sont plus faibles que pour le panneau nu au cours des premiers jours de la période d'essai, mais les écarts diminuent au fil du temps pour devenir quasi identiques à 28 jours. La poursuite des mesures aurait pu permettre d'observer des flux d'émission des systèmes supérieurs à ceux du panneau nu aux temps plus longs.

- Les émissions d'hexaldéhyde par le panneau MDF sont trop faibles pour faire ressortir les effets du revêtement par les peintures (Figure 22). En revanche, comme pour le formaldéhyde, on observe une diminution très nette des émissions en hexaldéhyde par le panneau de particules lorsqu'il est recouvert par les plaques actives MA4, MA5 et MA6, les émissions étant même quasi nulles pour MA5 (Figure 23). Ces résultats, combinés aux différences de comportement également observées avec les matériaux standards (MS4 et MS5), interpellent dans le sens où aucun des essais d'adsorption n'a permis de démontrer d'adsorption significative de l'hexaldéhyde dans les plaques à base de gypse, et a fortiori de renforcement de l'adsorption par les principes actifs intégrés aux matériaux. Comme précédemment évoqué, ces essais d'adsorption ont cependant été menés à de faibles charges en hexaldéhyde (concentrations générées à l'entrée de la chambre d'essai inférieures à  $7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Les charges d'hexaldéhyde auxquelles sont exposés les matériaux dans le cadre des essais de réduction des émissions ici présentés sont sans aucun doute beaucoup plus fortes puisque les concentrations mesurées dans l'air de la chambre sont supérieures à  $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (et donc encore plus élevées à l'intérieur des matériaux). Finalement, les résultats présentés en Figure 23 laissent à penser que les trois plaques de gypse actives (MA4, MA5 et MA6) pourraient aussi avoir une action significative sur l'hexaldéhyde (en plus de celle démontrée sur le formaldéhyde), action qui n'a pu être mise en évidence dans le cadre des essais d'adsorption du fait de trop faibles charges de polluant générées.

Les résultats enregistrés dans le cadre de ces essais sont donc cohérents et complètent les conclusions issues des mesures de flux d'adsorption.

### 3. Conclusion

Outre l'évaluation et une comparaison de la performance des matériaux adsorbants sélectionnés au regard des différents aspects abordés en introduction de ce chapitre, cette étude expérimentale cible un certain nombre de paramètres physiques à déterminer pour évaluer l'impact qu'aurait l'installation de ces matériaux sur la qualité de l'air intérieur. En effet, les mesures de flux d'adsorption et de capacité d'adsorption des matériaux ne permettent pas de quantifier directement l'abattement des concentrations qu'ils peuvent procurer, et leur durée d'efficacité, dans un environnement réel. Elles peuvent en revanche servir à paramétrer un modèle numérique qui permettra d'accéder à ces informations. Le chapitre suivant présente donc un modèle de qualité de l'air intérieur incluant une représentation des transferts couplés de polluants dans l'air intérieur et au sein des parois, incluant possiblement des matériaux actifs. Ce modèle a été utilisé pour simuler un environnement de bureau dans différentes configurations architecturales et opératoires mettant en jeu les matériaux adsorbants étudiés dans ce chapitre. Bien que le modèle développé soit générique (il peut traiter tous types de COV et de matériaux standards ou actifs dès lors qu'ils sont poreux), les conclusions issues des expérimentations présentées dans ce chapitre ont amené à restreindre les études de cas au formaldéhyde et aux trois seuls matériaux présentant une capacité d'adsorption irréversible, à savoir MA1, MA2 et MA5.

# Chapitre 2 :

## *Modélisation des matériaux adsorbants intégrés aux bâtiments de bureaux*

Les transferts de polluants entre les ambiances extérieures ou intérieures et les matériaux sont déterminés par les gradients de concentration aux interfaces. Ils dépendent donc des concentrations dans l'air au voisinage immédiat des surfaces. Deux approches aux principes sensiblement différents ont été développées pour modéliser les flux de COV échangés entre l'air intérieur et les matériaux constitutifs des parois ou du mobilier.

L'approche macroscopique, ou cinétique, ne modélise pas explicitement les transferts qui se produisent à l'intérieur des matériaux. Initialement proposée par Tichenor *et al.* (1991), il est basé sur la théorie de l'adsorption de Langmuir. Il établit que le flux  $\Phi$  de polluant transféré de l'ambiance vers la surface du matériau ( $S$  en  $m^2$ ) résulte à tout instant de l'équilibre entre un flux adsorbé proportionnel à la concentration ambiante ( $C$ ), et un flux désorbé qui est lui proportionnel à la concentration du polluant en phase adsorbée ( $C_s$ ), soit :

$$\Phi = S(k_d C_s^n - k_a C) \quad (14)$$

$k_a$  ( $m \cdot s^{-1}$ ) et  $k_d$  ( $s^{-1}$ ) sont les constantes d'adsorption et de désorption. L'exposant  $n$  permet de prendre en compte les non-linéarités observées expérimentalement mais est généralement pris égal à 1.

La concentration en phase adsorbée à la surface du matériau est donnée par un bilan de conservation massique qui s'exprime par la relation suivante puisque les transferts internes ne sont pas modélisés :

$$\frac{dC_s}{dt} = k_a C - k_d C_s^n \quad (15)$$

De nombreux auteurs se sont attachés à déterminer expérimentalement les constantes d'adsorption et de désorption de différents couples polluant/matériau à partir de tests en chambre environnementale (Colombo *et al.*, 1993 ; Jørgensen, Bjorseth et Malvik, 1999 ; Jørgensen, Dokka et Bjorseth, 2000 ; Won, Corsi et Rynes, 2000 ; Won, Corsi et Rynes, 2001 ; Singer *et al.*, 2004). L'inconvénient de cette démarche réside dans le fait que ces paramètres ne sont dans les faits pas intrinsèques aux systèmes matériau/COV étudiés mais dépendants de l'écoulement d'air au voisinage de la surface et de l'épaisseur du matériau. Leur utilisation pour des simulations mettant en jeu des conditions autres que celles testées expérimentalement est donc sujette à caution.

L'approche élémentaire de la modélisation des interactions polluants/matériaux représente pour sa part de manière détaillée les transferts dans la couche limite et à l'intérieur de chacune des couches de matériaux qui composent une paroi. Elle consiste à décomposer le processus global d'interaction en mécanismes de transferts élémentaires, à rechercher les modèles de représentation les plus adaptés pour chacun de ces mécanismes, puis finalement à assembler les modèles élémentaires pour reproduire la dynamique d'interaction dans sa globalité. A l'instar de la modélisation des transferts thermiques où les gradients de température constituent le potentiel moteur des flux de chaleur, le couplage des équations de transfert de polluant dans l'ambiance et dans les matériaux contribue à établir un gradient de concentration à l'intérieur de la paroi, et à sa surface exposée à l'ambiance, qui déterminent le sens et l'intensité des flux de matière échangés.

L'approche élémentaire a été retenue pour sa généricité et la possibilité offerte d'intégrer un modèle élémentaire de réactivité interne qui corresponde aux spécificités techniques des matériaux adsorbants étudiés (agents actifs répartis dans la masse plutôt qu'en surface), puisse reproduire les effets attendus avec des agents actifs de type adsorbant chimique ou catalyseur, et ajuste au mieux le comportement observé expérimentalement. Les équations définissant ce modèle de transferts couplés des COV entre l'ambiance et les matériaux, ainsi que la manière dont il a été implémenté dans l'environnement TRNSYS pour accéder au champ complet de concentrations à chaque pas de temps de la simulation, sont présentées dans le paragraphe 1. Le paragraphe 2 décrit les données bibliographiques et les méthodes d'ajustement qui ont été utilisées pour définir les valeurs des paramètres auxquels fait appel le modèle. Enfin le paragraphe 3 présente l'environnement de bureau qui a été simulé, et les quatre études de cas qui ont été menées pour caractériser l'impact des matériaux adsorbants sur le niveau d'exposition au formaldéhyde des occupants.

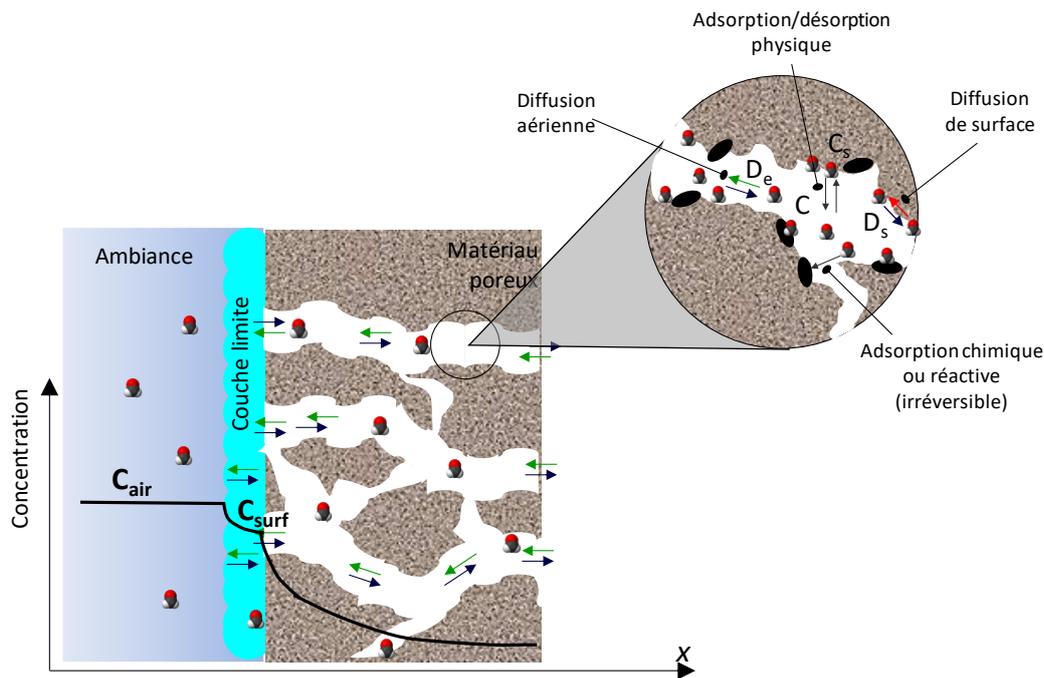
# 1. Modélisation dynamique des transferts couplés matériaux/ambiance

## 1.1. Modélisation élémentaire des transferts dans les matériaux

Le modèle qui a servi de support aux développements numériques effectués dans le cadre de la thèse a été proposé par Axley (1993). Ce modèle considère que le mouvement des molécules gazeuses à l'intérieur des matériaux résulte de la seule diffusion poreuse (la diffusion dans la matrice solide est négligée), et que cette diffusion s'accompagne de phénomènes d'adsorption/désorption (physique) et de processus réactifs (adsorption chimique, réaction catalytique) à la surface des pores (Figure 24). En utilisant la loi de Fick comme modèle de diffusion, les transferts de substances gazeuses dans les matériaux poreux s'expriment donc à travers l'équation générale :

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}} \frac{\partial C_s}{\partial t} = \nabla(D_e \nabla C) + \nabla(D_s \nabla C_s) + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}} r \quad (16)$$

qui traduit le bilan de conservation massique de la substance gazeuse dans un volume élémentaire de pores.



**Figure 24** : Illustration du principe de la modélisation élémentaire des transferts couplés entre l'ambiance et une paroi

Dans l'équation (16), les deux termes du membre de gauche représentent respectivement l'accumulation de l'espèce gazeuse dans l'air des pores et à la surface des pores par adsorption/désorption physique (réversible).  $C_s$  ( $\text{kg.kg}_{mat}^{-1}$ ) et  $C$  ( $\text{kg.kg}_{air}^{-1}$ ) désignent respectivement les concentrations locales en phase adsorbée et aérienne,  $\varepsilon$  la porosité du matériau et  $\rho_{air}$  et  $\rho_{mat}$  ( $\text{kg.m}^{-3}$ ) les masses volumiques de l'air et du matériau.

Le troisième terme du membre de droite représente la contribution des processus réactifs irréversibles, c'est-à-dire dans le cas présent de l'adsorption chimique ou catalytique induite par les agents actifs intégrés aux matériaux adsorbants :  $r$  ( $\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ ) désigne le taux de production cinétique local de l'espèce considérée ; il est négatif (effet de puits) si cette dernière est impliquée comme réactif dans le processus chimique, et positif si c'est un produit de réaction (source).

Enfin, les deux premiers termes du membre de droite de l'équation (16) représentent respectivement les transports de masse par diffusion dans l'air et à la surface des pores. Suivant la nature poreuse du matériau, la première met potentiellement en jeu deux formes de diffusion distinctes que sont la diffusion de Knudsen dans les plus petits pores et la diffusion moléculaire dans les plus grands ; la diffusion en phase aérienne est en ce sens caractérisée par un coefficient de diffusion effectif,  $D_e$  ( $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ ), qui intègre dans sa définition les coefficients de diffusion moléculaire de la substance transportée. La diffusion de surface résulte pour sa part du fait que sous certaines conditions, les molécules adsorbées physiquement à la surface des pores du matériau peuvent être amenées à se déplacer d'un site actif à l'autre à partir de leur lieu d'adsorption initial. Comme l'indique l'équation (16), les transports par diffusion de surface peuvent, par analogie avec la diffusion en phase aérienne, être représentés par une loi de Fick où le potentiel moteur du flux diffusé est le gradient de concentration en phase adsorbée.

En pratique, les cinétiques de diffusion sont si lentes comparées aux cinétiques de sorption que les processus d'adsorption/désorption physique peuvent être considérés comme étant instantanés : en tout point du matériau, la concentration en phase adsorbée est en équilibre avec la concentration dans l'air des pores, cet équilibre étant régi par l'isotherme d'adsorption  $f$  du système gaz/matériau :

$$C_s = f(C) \quad (17)$$

Dans ces conditions, l'équation (16) peut être exprimée en fonction de la seule concentration  $C$  dans l'air des pores

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}} \frac{\partial C_s}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} = \nabla(D_e \nabla C) + \nabla(D_s \nabla C_s) + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}} r \quad (18)$$

Le terme  $\frac{\partial C_s}{\partial C}$  correspondant à la pente de l'isotherme d'adsorption à la concentration locale  $C$ .

En considérant par ailleurs que la diffusion de surface est négligeable par rapport à la diffusion en phase aérienne pour les applications liées à la qualité de l'air intérieur (Blondeau, 2008), et que les transferts dans les matériaux constitutifs des parois sont unidirectionnels (dans la direction  $x$  normale à la surface) puisque leur surface est grande comparée à leur épaisseur, l'équation (18) se simplifie finalement en :

$$\left( \rho_{air} \varepsilon + \rho_{mat} \frac{\partial C_s}{\partial C} \right) \frac{\partial C}{\partial t} = \rho_{air} \varepsilon D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \rho_{mat} r \quad (19)$$

Plusieurs modèles d'isotherme d'adsorption ont été proposés pour caractériser les équilibres entre les phases gazeuses et adsorbées ; certains reposent sur des considérations physiques, d'autres sont

empiriques (Tableau 8). Dans le domaine de la qualité de l'air intérieur où les concentrations mises en jeu sont le plus souvent très faibles comparées à d'autres applications, le modèle le plus souvent utilisé est cependant le modèle linéaire. Il correspond à l'asymptote de faible concentration du modèle de Langmuir (le terme  $1 + K_L C \rightarrow 1$  quand  $C \rightarrow 0$ ), qui fait référence dans de nombreuses applications.

**Tableau 8** : Principaux modèles d'isotherme d'adsorption (Axley, 1993)

Modèles	$C_s = f(C)$	Paramètres de modèle
Linéaire	$C_s = K_p C$	$K_p$ : Coefficient de partition
Langmuir	$C_s = \frac{C_s^0 K_L C}{1 + K_L C}$	$C_s^0$ : Concentration en phase adsorbée correspondant à une couverture monocouche complète des sites actifs $K_L$ : Constante de Langmuir
Freundlich	$C_s = K_F C^{1/n}$	$K_F$ : Constante de Freundlich $n$ : Exposant de Freundlich
Temkin	$C_s = a \ln(bC)$	$a, b$ : Constantes de Temkin
Brunauer, Emmett et Teller (BET)	$C_s = \frac{C_s^0 K_{BET} \frac{C}{C_{sat}}}{\left(1 - \frac{C}{C_{sat}}\right) \left(1 - \frac{C}{C_{sat}} + K_{BET} \frac{C}{C_{sat}}\right)}$	$C_s^0$ : Concentration en phase adsorbée correspondant à une couverture monocouche complète des sites actifs $K_{BET}$ : Constante de BET $C_{sat}$ : Concentration à saturation

L'élaboration d'un modèle élémentaire de réactivité (terme  $r$  dans l'équation (19)) est au cœur des enjeux de l'étude puisqu'il distingue les matériaux adsorbants des matériaux standards au niveau de la modélisation. Il doit permettre de reproduire :

- Les dynamiques d'adsorption irréversible des polluants primaires ciblés par les matériaux adsorbants, que les agents actifs intégrés soient de type adsorbant chimique ou catalyseur ;
- Les dynamiques de production interne des polluants secondaires, si les réactions induites par l'adsorption des polluants primaires donnent lieu à la production de tels composés.

Il n'existe en réalité pas pléthore de modèles de réactivité hétérogène dans la littérature scientifique. Le modèle le plus communément utilisé, notamment pour la modélisation des processus photocatalytiques, est le modèle de Langmuir-Hinshelwood. Il considère que le flux de matière qui est éliminé par la réaction si la substance modélisée est le réactif ( $r < 0$ ), ou qui est produit si la substance est un produit de réaction, est du premier ordre par rapport à la concentration en phase adsorbée du réactif. En utilisant le modèle de Langmuir pour caractériser l'équilibre d'adsorption de ce réactif (Tableau 8), le taux cinétique s'exprime donc en fonction de la concentration dans l'air des pores  $C$  de la substance impliquée comme réactif, par la relation :

$$r = \frac{kC_s^0 K_L C}{1 + K_L C} \quad (20)$$

Où  $k$  ( $s^{-1}$ ) est la constante cinétique de réactivité.

Cette représentation considère que le nombre de site actifs disponibles pour l'adsorption de la substance réactive demeure constant tout au long de la durée de vie du matériau, ce qui est le pour des agents actifs catalytiques où la molécule adsorbée est en principe dégradée par la réaction chimique, et les produits de réaction sont libérés dans la phase aérienne, libérant de fait le site actif temporairement occupé. Pour les adsorbants chimiques en revanche, la formation d'un complexe stable implique une diminution graduelle du nombre de sites disponibles pour l'adsorption réactive, jusqu'à la saturation complète des agents actifs contenus dans le matériau. Pour prendre en considération la diminution dans le temps de la concentration en phase adsorbée, pour une même concentration  $C$  dans l'air, le taux de production cinétique défini par l'équation (20) peut être pondéré par la proportion de sites actifs restant disponibles. Cette proportion étant évaluée par la comparaison entre la masse spécifique de substance adsorbée à saturation  $M_{chim}$  ( $\mu g \cdot kg_{mat}^{-1}$ ) et la masse spécifique adsorbée  $M_{ads, chim}$  ( $\mu g \cdot kg_{mat}^{-1}$ ) à l'instant  $t$ , le modèle élémentaire de réactivité devient :

$$r = \frac{kC_s^0 K_L C}{1 + K_L C} \frac{M_{chim} - M_{ads, chim}}{M_{chim}} \quad (21)$$

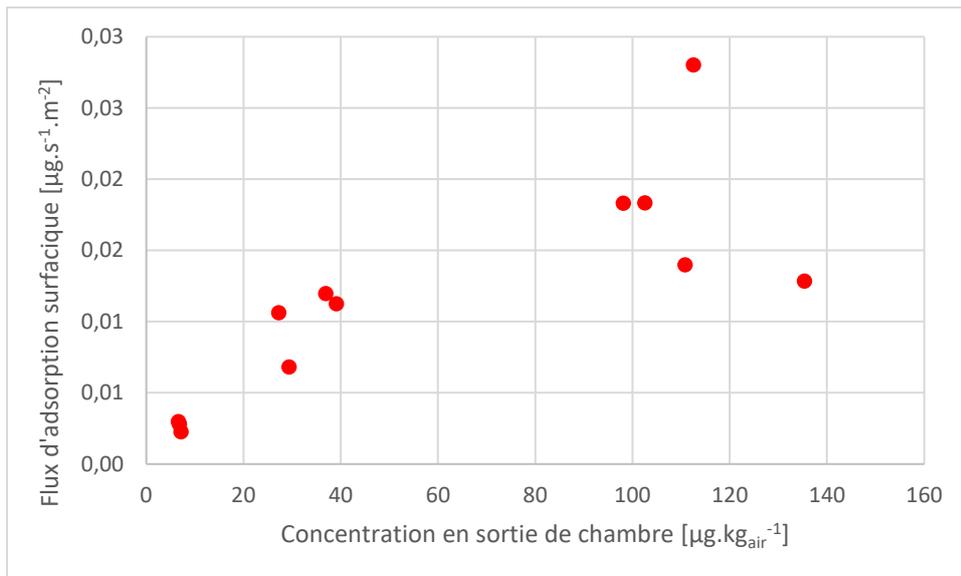
Pratiquement, l'équation (21) permet de représenter indifféremment les dynamiques d'adsorption de matériaux contenant des agents actifs de type adsorbants chimiques ou catalyseurs. Dans le premier cas,  $M_{ads}(t)$  peut être déterminé en intégrant dans le temps le taux cinétique de l'espèce adsorbée chimiquement :

$$M_{ads, chim}(t) = \rho_{mat} \int_0^t r dt \quad (22)$$

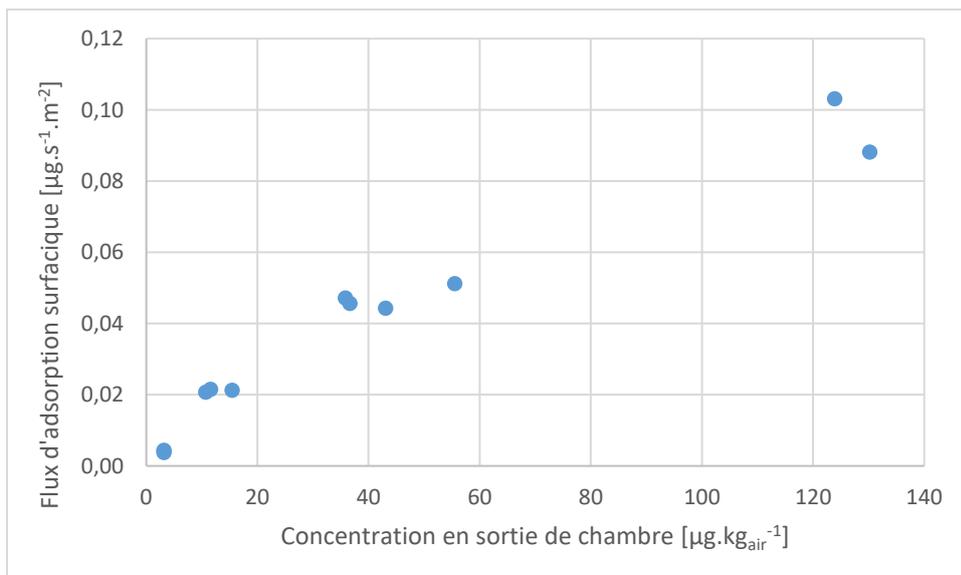
Dans le second cas, le terme  $M_{ads, chim}$  est constamment maintenu à zéro pour signifier que le nombre de sites actifs disponibles pour l'adsorption est invariant.

Il convient d'insister sur le fait que dans le cas d'un processus catalytique, le modèle réactif défini par l'équation (21) peut indifféremment être utilisé pour modéliser la dégradation d'un polluant primaire (ciblé par le matériau adsorbant) ou la production interne d'un polluant secondaire résultant de la réaction chimique. Seul le signe de  $r$  change dans l'équation (19) décrivant les transferts de ces deux types de polluants à l'intérieur des matériaux ; la concentration  $C$  qui apparaît dans l'équation (21) est toujours la concentration du polluant primaire.

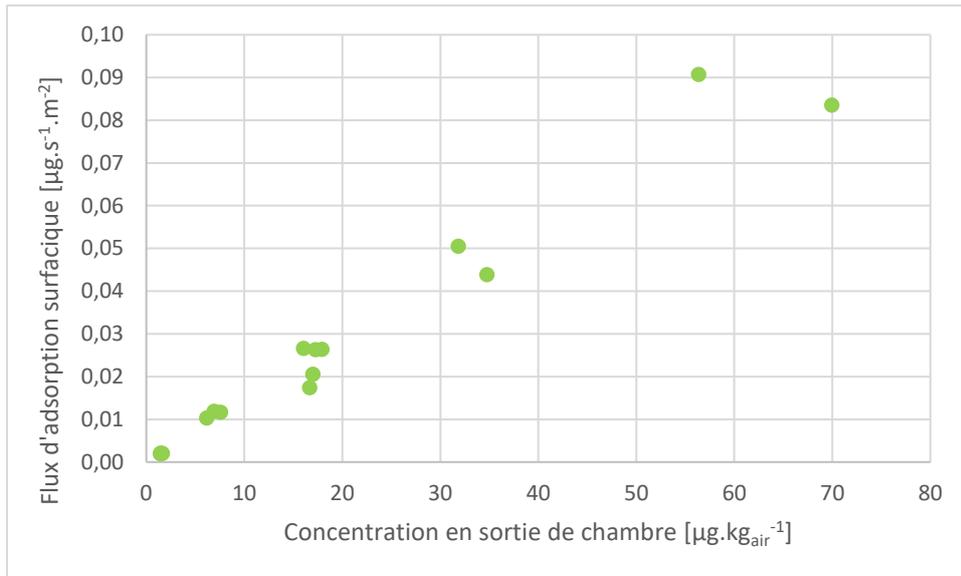
Il convient en outre de noter que le modèle de Langmuir-Hinshelwood défini par l'équation (21) s'accorde avec les observations expérimentales puisque les profils représentant les flux de formaldéhyde adsorbés dans MA1, MA2 et MA5 (soit les matériaux présentant une capacité d'adsorption irréversible) en fonction de la concentration dans l'air des chambres définissent des formes de Langmuir, qui tendent vers une forme linéaire pour MA5 (Figure 25 à Figure 27).



**Figure 25** : Evolution du flux de formaldéhyde adsorbé en fonction de la concentration dans l'air de la chambre d'essai - matériau MA1



**Figure 26** : Evolution du flux de formaldéhyde adsorbé en fonction de la concentration dans l'air de la chambre d'essai - matériau MA2



**Figure 27 :** Evolution du flux de formaldéhyde adsorbé en fonction de la concentration dans l'air de la chambre d'essai - matériau MA5

Les conditions aux limites du modèle de transfert dans les matériaux (équation (19)) peuvent être de deux types suivant la position du matériau au sein de la paroi :

- Aux interfaces entre le matériau et l'air intérieur ou extérieur, la continuité des flux diffusés dans le matériau et échangé avec l'ambiance à travers la couche limite impose que :

$$\varepsilon D_e \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0 \text{ ou } L} = \rho_{air} h (C_{x=0 \text{ ou } L} - C_{air}) \quad (23)$$

Où  $L$  (m) est l'épaisseur du matériau,  $h$  (m.s<sup>-1</sup>) le coefficient de transfert convectif en couche limite, et  $C_{air}$  la concentration dans l'air au-delà de la couche limite.

- Aux interfaces entre deux matériaux, l'égalité des flux diffusés de part et d'autre de l'interface impose que :

$$\varepsilon_1 D_{e1} \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=L^-} = \varepsilon_2 D_{e2} \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=L^+} \quad (24)$$

## 1.2. Modélisation des écoulements d'air et des transferts de polluants dans l'ambiance

L'écoulement d'air et les transferts de polluants au sein des ambiances intérieures ont été modélisés par une approche zonale, en reprenant les modules numériques développés au LaSIE par Mendonça, Abadie et Blondeau (2013). Seules de légères modifications y ont été apportées, pour faire le lien avec les modèles de transfert dans les matériaux présentés ci-dessus.

### 1.2.1. Modélisation zonale des transferts aérauliques

L'approche zonale permet de représenter grossièrement l'écoulement d'air dans une pièce en discrétisant spatialement son volume en un nombre limité de zones parallélépipédiques, appelées communément « cellules », et en calculant les débits d'air aux interfaces entre ces zones. Il existe en réalité deux types de cellules : les cellules courantes et les cellules d'écoulement moteur.

L'état thermodynamique de l'air à l'intérieur d'une cellule courante est défini par sa pression et sa température, les deux variables étant couplées par la loi des gaz parfaits. La pression est déterminée par la conservation de la masse d'air dans le volume de la cellule, en régime stationnaire (somme des flux d'air provenant des cellules adjacentes = somme des flux sortant de la cellule). De manière similaire, la température est déterminée par la conservation de l'énergie dans le volume de la cellule (somme des flux énergétiques entrants = somme des flux énergétiques sortants). Les débits d'air circulant entre deux cellules courantes sont calculés en considérant les hypothèses suivantes :

- Les vitesses d'air sont faibles et uniformes sur toute la surface d'une même interface ;
- Le potentiel moteur de l'écoulement est la différence de pression entre les cellules (écoulement de la pression la plus élevée à la moins élevée) ;
- La gravité définit un gradient vertical de pression dans l'ambiance, défini par l'équation de la statique ;
- Les débits sont de direction normale aux interfaces.

Ainsi, le débit massique traversant une interface verticale est donné par :

$$\dot{m}_{ij} = C_d A_{ij} \rho_i \sqrt{2 \frac{|P_i - P_j|}{\rho_{moy}}} \quad (25)$$

Le débit massique traversant une interface horizontale est lui donné par :

$$\dot{m}_{ij} = C_d A_{ij} \rho_i \sqrt{2 \frac{|P_i - P_j - \frac{1}{2}(\rho_i g z_i - \rho_j g z_j)|}{\rho_{moy}}} \quad (26)$$

Dans ces deux équations,  $g$  est l'accélération de la pesanteur ( $9,8 \text{ m.s}^{-2}$ );  $P_i$  et  $P_j$  sont les pressions statiques des cellules contiguës  $i$  et  $j$ ;  $\rho_i$ ,  $\rho_j$  et  $\rho_{moy}$  désignent respectivement la masse volumique de l'air respectivement dans la cellules  $i$ , la masse volumique de l'air dans la cellule  $j$ , et la moyenne de ces deux masses volumiques;  $z_i$  et  $z_j$  sont les altitudes du centre des cellules  $i$  et  $j$ ;  $A_{ij}$  est l'aire de l'interface;  $C_d$  est le coefficient de décharge.

Les cellules d'écoulement moteur représentent les zones de l'ambiance où prennent place des écoulements tels que des jets ou des panaches thermiques, qui sont décrits par des corrélations empiriques. Plusieurs d'entre elles ont été recensées dans la thèse de Musy (1999). Les modules numériques proposés par Mendonça, Abadie et Blondeau (2013) permettent de modéliser des jets isothermes libres ou pariétaux. Par exemple, le modèle de jet pariétal bidimensionnel utilisé pour les études cas présentées dans le paragraphe 3 est décrit par les équations suivantes, qui déterminent respectivement l'évolution de l'épaisseur du jet  $\delta$ , sa longueur totale  $x_{jet}$  et le débit massique  $\dot{m}$  en fonction de la distance  $x$  (m) à la bouche de soufflage :

$$\delta(x) = C_U x \left( \sqrt{-\frac{\ln(0,01)}{0,937} + 0,14} \right) \quad (27)$$

$$x_{jet} = z_0 \left( \frac{K_v U_0}{0,25} \right)^2 \quad (28)$$

$$\dot{m}(x) = \dot{m}_0 \left( 1,054 C_U K_v \sqrt{\frac{x}{z_0}} \right) \quad (29)$$

Dans ces corrélations,  $z_0$  est la hauteur de la bouche de soufflage,  $\dot{m}_0$  est le débit massique d'air sec à la bouche de soufflage ( $\text{kg.s}^{-1}$ ),  $U_0$  la vitesse de l'air à la bouche de soufflage ( $\text{m.s}^{-1}$ ), et  $C_U$  et  $K_v$  sont des constantes (dans ce cas égale respectivement à 0,068 et 3,5).

### 1.2.2. Modélisation des transferts de polluants dans l'ambiance

La modélisation zonale dynamique des transferts de polluants dans l'air intérieur consiste à résoudre à chaque pas de temps les équations différentielles qui expriment le bilan de conservation massique des polluants étudiés ( $p$ ) dans chacune des cellules courantes ou d'écoulement moteur ( $i$ ). En

considérant les transferts de polluants par advection ( $\Omega_p$ ) et diffusion ( $\Gamma_p$ ), entre zones contiguës les échanges avec les matériaux qui délimitent le volume des cellules ( $\Phi_p$ ) et l'émission par les sources internes à ce volume ( $\Psi_p$ ), ces équations de bilan revêtent la forme générale :

$$\rho_{air} V \frac{dC_{p,i}}{dt} = \Psi_{p,i}(t) + \Omega_{p,i}(t) + \Gamma_{p,i}(t) + \Phi_{p,i}(t) \quad (30)$$

Les transports advectifs sont les flux de polluants véhiculés par les flux d'air entrant ou sortant de la cellule  $i$ . Ils s'expriment par :

$$\Omega_{p,i}(t) = \sum_{j=1}^{l^+} Q_j^+ C_{p,j}(t) - \sum_{k=1}^{l^-} Q_k^- C_{p,i}(t) \quad (31)$$

Où  $l^+$  et  $l^-$  désignent respectivement le nombre d'interfaces virtuelles par lesquelles des débits massiques d'air entrent ( $Q_j^+$ ) ou sortent ( $Q_k^-$ ) de la cellule  $i$ .  $C_{p,j}$  et  $C_{p,i}$  correspondent aux concentrations transportées par ces flux d'air entrants ou sortants.

Le potentiel moteur de la diffusion de polluant entre deux cellules  $m$  et  $i$  contiguës est la différence de concentration dans l'air de ces cellules. Suivant la loi de Fick,  $\Gamma_{p,i}$  est donc donné par la relation :

$$\Gamma_{p,i}(t) = \sum_{m=1}^n D_{p,air} A_m \frac{C_{p,m}(t) - C_{p,i}(t)}{L} \quad (32)$$

Où  $n$  est le nombre de cellules en contact avec la cellule  $i$ ,  $A_m$  est la surface d'interface entre les cellules  $i$  et  $m$ ,  $D_{p,air}$  est le coefficient de diffusion dans l'air du polluant  $p$ , et  $L$  est la longueur de diffusion, prise égale à la distance entre le centre des deux cellules. Le signe de  $C_{p,m}(t) - C_{p,i}(t)$  détermine le signe de  $\Gamma_{p,i}$  : il y a gain de matière pour la cellule  $i$  s'il est positif (flux diffusif dirigé de la cellule  $m$  vers la cellule  $i$ ), et perte de matière pour la cellule  $i$  s'il est négatif (flux diffusif dirigé de la cellule  $i$  vers la cellule  $m$ ).

Le terme  $\Phi_{p,i}$  agrège les flux échangés avec les  $r$  matériaux qui sont en contact avec la cellule  $i$ . Ces flux correspondent aux transferts dans les couches limites.  $\Phi_{p,i}$  s'exprime donc par :

$$\Phi_{p,i}(t) = \sum_{q=1}^r h_{p,q} S_q (C_{s p,q} - C_{p,i}) \quad (33)$$

Où  $S_q$  est la surface du matériau  $q$ ,  $h_{p,q}$  est le coefficient de transfert convectif du polluant  $p$  et  $C_{s p,q}$  est la concentration du polluant  $p$  à la surface du matériau  $q$ . Cette concentration établit donc le couplage entre les modèles de transfert dans l'ambiance et le modèle élémentaire de paroi présenté au paragraphe 1.1 de ce chapitre.

### 1.3.Intégration des modèles dans TRNSYS

TRNSYS est un environnement de simulation orienté-objet où les objets, appelés types, correspondent soit à un composant du bâtiment (pièce, matériau, équipement technique, etc.), soit à des fonctions de calcul. Ces types sont regroupés dans des bibliothèques et les modèles sont écrits en langage fortran.

Les simulations à effectuer sont définies :

- En reliant les entrées et les sorties des types représentatifs du bâtiment étudié, conformément à son architecture et à la phénoménologie des transferts de chaleur et de masse qui y prennent place ;
- En spécifiant les valeurs des paramètres que font intervenir les modèles définissant chacun des types (conductivité thermique ou chaleur spécifique pour un type représentant les transferts thermiques dans un matériau par exemple) ;
- Et en spécifiant les paramètres généraux de la simulation, telle que la période simulée et le pas de temps par exemple.

A chaque pas de temps, la résolution des équations qui composent le modèle global (défini par l'ensemble des types interconnectés par leurs entrées/sortie) se fait par un processus itératif : les valeurs des variables qui interviennent dans les différents types (les variables sont les inconnues du problème, telles que les concentrations dans les cellules zonales et dans les différentes couches de matériaux par exemple) sont déterminées en résolvant de manière découplée les équations qui définissent chacun de ces types. Cette résolution s'effectue sur la base des valeurs des variables couplées à l'itération précédente, ou à la dernière itération du pas de temps précédent s'il s'agit de la première itération au nouveau pas de temps. Les itérations s'arrêtent lorsque toutes les variables ont convergé, c'est-à-dire que les écarts de valeur entre deux itérations sont tous inférieurs au seuil de convergence spécifié par l'utilisateur.

Dans le cadre de cette étude, chaque cellule zonale correspond à un type distinct (type 166) : les ambiances intérieures sont donc modélisées en connectant autant de types que de cellules ont été définies pour discrétiser leur volume. Conformément aux équations (31) et (32), tous ces types sont par ailleurs interconnectés par le fait qu'ils comptent les concentrations dans les cellules adjacentes parmi leurs entrées.

Le modèle de transfert de polluants dans les matériaux a été intégré dans un type représentant une section de paroi possiblement composée de plusieurs couches de matériaux (type 999). Les types 166 et 999 sont donc couplés par le transfert en couche limite pour les cellules zonales bordées par au moins une paroi.

A l'intérieur du type de paroi, les gradients de concentration dans les matériaux sont modélisés en discrétisant spatialement et temporellement l'équation (19) suivant un schéma implicite (Figure 28). Après que le terme de réactivité ait été linéarisé par approximation affine, les concentrations aux différents nœuds, et le cas échéant les masses de polluant adsorbées chimiquement (pour les matériaux contenant des agents adsorbants chimiques ou catalytiques, voir équation (21)), sont ainsi déterminées à chaque pas de temps en résolvant un système d'équations linéaires par la méthode de Thomas (matrice tridiagonale). L'expression des équations discrètes et les détails de la linéarisation du terme de réactivité sont présentés en Annexe 2.

**Air**

*Paramètres :*

$h$   
 $S$   
 $\rho_{\text{air}}$

**Matériau 1**

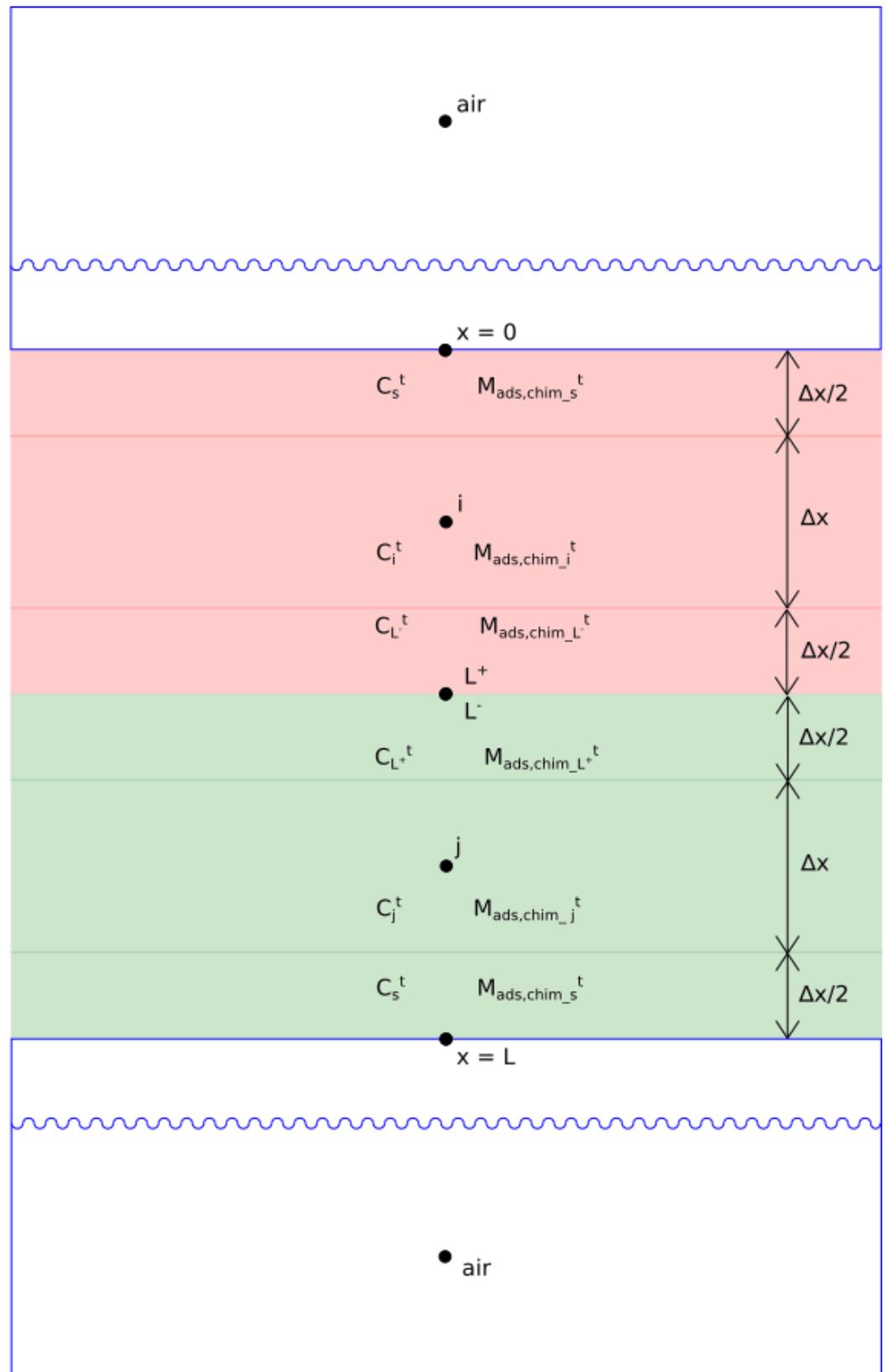
*Paramètres :*

$kC_s^0K_L$   
 $K_L$   
 $D_e$   
 $\epsilon$   
 $\rho_{\text{mat}}$   
 $M_{\text{chim}}$

**Matériau 2**

*Paramètres :*

$kC_s^0K_L$   
 $K_L$   
 $D_e$   
 $\epsilon$   
 $\rho_{\text{mat}}$   
 $M_{\text{chim}}$



**Figure 28 :** Schéma illustrant le principe de discrétisation de l'équation de transfert de polluant au sein d'une paroi (ici constituée de deux matériaux) et son couplage avec une cellule zonale de chaque côté

## 2. Paramétrage du modèle de transfert de formaldéhyde dans les matériaux

La modélisation des transferts de polluant dans les matériaux, et aux interfaces avec l'air intérieur, fait intervenir plusieurs paramètres, qui peuvent être classés en quatre catégories (Figure 28) :

- Les propriétés des matériaux, que sont leur masse volumique ( $\rho_{mat}$ ) et leur porosité volumique ( $\epsilon$ ), et la masse volumique de l'air à ( $\rho_{air}$ ) dans les conditions de température et d'humidité de l'air intérieur ou des pores ;
- Le coefficient d'échange ( $h$ ) qui caractérise la couche limite solutale en surface de la paroi ;
- Les paramètres de transfert des systèmes polluant/matériau poreux étudiés que sont les coefficients de partition ( $K_p$ ) et les coefficients de diffusion effectifs dans les pores ( $D_e$ ) ;
- Enfin, pour les matériaux adsorbants contenant des agents réactifs, les paramètres du modèle de Langmuir-Hinshelwood modifié (équation (21)) que sont le produit de la constante de cinétique de la réaction ( $k$ ) et de la concentration en phase adsorbée correspondant à une couverture monocouche complète des sites actifs ( $C_s^0$ ), la constante de Langmuir ( $K_L$ ) et la capacité totale d'adsorption chimique quantifiée par la masse de polluant adsorbée chimiquement à saturation ( $M_{chim}$ ).

Tous ces paramètres ont été considérés comme des invariants. Les valeurs retenues pour modéliser les dynamiques de sorption du formaldéhyde dans les matériaux MA1, MA2 et MA5, et/ou les transferts dans les matériaux standards équivalents sont présentées de manière synthétique dans le Tableau 9. Les masses volumiques des matériaux ont été mesurées par pesée, ou extraites de leur documentation technique dans le cas des peintures. Les sources bibliographiques ou les méthodes et les hypothèses utilisées pour accéder aux autres paramètres sont décrites dans les paragraphes suivants.

**Tableau 9** : Valeurs des paramètres caractéristiques du transfert de formaldéhyde dans les matériaux adsorbants chimiques et dans leurs équivalents standards

	MS123	MA1	MA2	MS5	MA5	Air
Masse volumique $\rho$ [kg.m <sup>-3</sup> ]	1500	1500	1500	676	676	1,2
Coefficient de diffusion D [m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> ]	7,4 x 10 <sup>-9</sup>	7,4 x 10 <sup>-9</sup>	7,4 x 10 <sup>-9</sup>	1,8 x 10 <sup>-6</sup>	1,8 x 10 <sup>-6</sup>	1,7 x 10 <sup>-5</sup>
Coefficient de partition $K_p$ [kg <sub>air</sub> .kg <sub>mat</sub> <sup>-1</sup> ]	65,4	65,4	65,4	5,9	5,9	-
$kC_s^0K_L$	-	0,0148	0,3225	-	0,0052	-
$K_L$	-	0,085	0,039	-	0	-
$M_{chim}$ [µg.m <sup>2</sup> ]	-	2440	19070	-	549530	-
$M_{chim}$ [µg.kg <sup>-1</sup> ]	-	16200	127000	-	62460	-

	Plancher	Plafond	Paroi verticale
Coefficient d'échange $h_m$ [m.s <sup>-1</sup> ]	0.0042	0.0072	0.0055

## 2.1. Coefficient d'échange h

Les coefficients de transfert convectif moyens du formaldéhyde ( $h_m$  en  $m.s^{-1}$ ) à la surface interne des parois ont été déterminés par analogie entre transferts thermiques et massiques, en prenant comme base les coefficients de transfert thermique indiqués dans la réglementation thermique 2012 (RT 2012). Cette analogie relie  $h_m$  au coefficient de transfert thermique dans la couche limite,  $h_t$  ( $m.s^{-1}$ ), par la relation :

$$h_m = h_t \frac{L_e^{-(2/3)}}{\rho_{air} C_p} \quad (34)$$

$$\text{où} \quad L_e = \frac{\alpha}{D_{air}} = \frac{\lambda}{\rho_{air} C_p D_{air}} \quad (35)$$

$C_p$  correspond à la capacité thermique massique de l'air ( $J.kg^{-1}.K^{-1}$ ),  $L_e$  est le nombre adimensionnel de Lewis qui n'est autre que le rapport entre la diffusivité thermique de l'air  $\alpha$  ( $m^2.s^{-1}$ ) et la diffusivité massique du polluant dans l'air,  $D_{air}$  ( $m^2.s^{-1}$ ). Le coefficient de diffusion du formaldéhyde dans l'air a été évalué à  $0,17 \text{ cm}^2.s^{-1}$ , en utilisant la relation empirique décrite par Fuller, Schettler et Giddings (1966)).

Les valeurs de  $h_m$  qui figurent dans le Tableau 9 ont été calculées en considérant un flux thermique ascendant au plafond, et un flux descendant au niveau du plancher.

## 2.2. Coefficient de diffusion et de partition

Différentes méthodes ont été utilisées pour déterminer expérimentalement les coefficients de partition et/ou les coefficients de diffusion de couples polluant/matériau du bâtiment (Colombo *et al.*, 1993 ; Little, Hodgson et Gadgil, 1994 ; Chang *et al.*, 1998 ; An, Zhang et Shaw, 1999 ; Bodalal, Zhang et Plett, 2000 ; Meininghaus, Gunnarsen et Knudsen, 2000 ; Won, Corsi et Rynes, 2001 ; Meininghaus et Uhde, 2002 ; Lu *et al.*, 2005 ; Xu *et al.*, 2009 ; Gunschera *et al.*, 2013 ; Rizk, 2015 ; Gross *et al.*, 2017 ; Maupetit *et al.*, 2017). Certaines études ont plus particulièrement cherché à caractériser l'influence des conditions environnementales (température et humidité) sur la valeur de ces paramètres (Xu et Zhang, 2011 ; Xiong, Yao et Zhang, 2011 ; Zhou *et al.*, 2016).

Les coefficients de diffusion effectifs du formaldéhyde dans des matériaux à base de gypse qui sont présentés dans le Tableau 9 sont issus de la littérature scientifique. Les valeurs qui ont été retenues proviennent du projet PREDICTAIR, développé par le LaSIE et le CSTB (Maupetit *et al.*, 2017), dans le cadre duquel des matériaux similaires à ceux constituant l'échantillon d'essai ont été testés.

Les coefficients de partition caractérisant l'adsorption physique du formaldéhyde dans les matériaux ont été déterminés à partir des résultats des essais de capacité réalisés sur les matériaux standards (voir paragraphes 1.3.4 et 2.3 du chapitre 1). Les valeurs de  $K_p$  ont été calculées en rapportant la concentration en phase adsorbée ( $C_s$  en  $\mu g.kg_{mat}^{-1}$ ) à la concentration générée dans l'air de ventilation de la chambre CLIMPAQ,  $C$  en  $\mu g.kg_{air}^{-1}$ .  $C_s$  a pour ce faire été déterminée en calculant dans un premier temps la masse de formaldéhyde adsorbée dans le matériau par intégration des profils de

concentrations en entrée et en sortie de la chambre d'essai (intégration jusqu'à l'état de saturation), puis en rapportant la valeur obtenue à la masse de l'échantillon de matériau introduit dans la chambre. Contrairement aux mesures du même type réalisées par Thevenet *et al.* (2018) pour plusieurs paliers de concentrations dans l'air, les coefficients de partition ont été déterminés sur la base d'un seul équilibre de sorption. La méthode n'est par conséquent pas très robuste. En comparant les valeurs de  $D_e$  et  $K_p$  évaluées dans le cadre de ce travail aux valeurs mesurées dans le cadre d'autres études sur des matériaux à base de plâtre (dont une liste non exhaustive est présentée au Tableau 10), on constate cependant qu'elles sont du même ordre de grandeur, et même assez proches.

Les mêmes valeurs de  $K_p$  et  $D_e$  ont été considérées pour les matériaux standards et actifs, en partant du principe que les différences de dynamiques d'adsorption qu'ils suscitent résultent uniquement de l'adsorption chimique dans les matériaux actifs.

**Tableau 10** : Comparaison des mesures de coefficients de partition ( $K_p$ ) et de coefficients de diffusion ( $D$ ) du formaldéhyde dans les matériaux à base de plâtre issus de la littérature

	Température [°C]	Humidité relative [%]	$K_p$ [ $m^3_{air} \cdot m^3_{mat}^{-1}$ ] ( $K_p$ [ $kg_{air} \cdot kg_{mat}^{-1}$ ])	$D_e$ [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ] ( $D_{mat}$ [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ])	Remarques
<b>Cette étude</b>	<b>23</b>	<b>45</b>	<b>3340</b> <b>(5,93)</b>	<b>1,81E-06</b> <b>(5,42E-10)</b>	<b>Matériau MS5</b>
<b>Xiong et al., 2011</b>	27	50	1640 (-)	9,05E-07 (5,52E-10)	Méthode : C-History
	23	50	4230 (-)	1,76E-06 (4,16E-10)	
<b>Xu et Zhang, 2011</b>	23	25	2574 (3,7)	3,08E-06 (1,20E-09)	Méthode : Dynamic dual chamber
	23	50	2597 (3,7)	3,28E-06 (1,26E-09)	
	23	80	4057 (5,8)	3,04E-06 (7,49E-10)	
	23	50	2568 (3,7)	3,21E-06 (1,25E-09)	
	23	50	3775 (5,4)	3,16E-06 (8,37E-10)	
	23	50	3656 (5,2)	2,94E-06 (8,04E-10)	
<b>Zhou et al., 2018</b>	28	45	4952 (8,9)	1,56E-06 (3,15E-10)	Méthode : AAVE
<b>Zhou et al., 2016</b>	18	45	6221 (11,2)	7,84E-07 (1,26E-10)	Méthode : CTR-VVL
	23	45	4901 (8,8)	7,30E-07 (1,49E-10)	
	28	45	3956 (7,1)	7,12E-07 (1,80E-10)	
	33	45	3328 (6,0)	8,05E-07 (2,42E-10)	
<b>Liu et al., 2015</b>	33	45	3328 (-)	- (-)	Méthode : VVL
<b>Matthews et al., 1987</b>	23	50	- (5,5)	- (-)	
<b>Maupetit et al., 2017</b>	23	50	- (-)	1,81E-06 (-)	Méthode : Dynamic dual chamber Mêmes conditions expérimentales ; 3 matériaux différents
	23	50	- (-)	3,37E-06 (-)	
	23	50	- (-)	1,28E-06 (-)	

### 2.3. Paramètres de réactivité chimique

La méthode utilisée pour définir la capacité d'adsorption chimique des matériaux actifs ( $M_{chim}$ ) a été présentée au paragraphe 1.3.4 du chapitre 1. Les autres paramètres du modèle de Langmuir-Hinshelwood ont été déterminés par ajustement du modèle de transfert dans les matériaux actifs (équation (19)) aux résultats des mesures de flux adsorbés en fonction de la concentration en formaldéhyde dans l'air. Ces paramètres n'ont dans les faits pas été déterminés individuellement, mais comme le groupement  $kC_s^0K_L$  qui apparaît au numérateur du modèle de Langmuir-Hinshelwood d'une part, et la constante  $K_L$  qui apparaît au dénominateur d'autre part. La méthode en deux étapes qui a été mise en œuvre pour ce faire est exposée ci-dessous ; elle permet de déterminer les deux termes recherchés de manière indépendante puisque l'ajustement du modèle s'effectue sur une série de données ou seul un paramètre est inconnu. Il n'y a par conséquent aucun risque d'erreur d'évaluation des paramètres qui serait liée à leur codétermination par minimisation des résidus. En contrepartie, la précision de l'évaluation dépend de la qualité des valeurs retenues pour les autres paramètres qui interviennent dans la modélisation des expérimentations, en particulier la précision du coefficient d'échange convectif à la surface de l'échantillon de matériau disposé dans la chambre d'essai.

#### Détermination du coefficient d'échange h dans la chambre d'essais

Dans les chambres d'essai CLIMPAQ, le taux de brassage imposé par le ventilateur interne est très supérieur au taux de renouvellement d'air de la chambre ; c'est donc le ventilateur qui impose la vitesse d'air moyenne de l'air dans la chambre. La vitesse moyenne de l'air dans les chambres environnementales CLIMPAQ ( $U$ ) ont été mesurées dans le cadre de plusieurs études (Gunnarsen, Nielsen et Wolkoff, 1994 ; Gross *et al.*, 2017 ; Rizk *et al.*, 2016). Elle est d'environ  $0,2 \text{ m.s}^{-1}$ . Sur cette base, Gross *et al.* (2017) et Bourdin *et al.* (2014) ont utilisé une corrélation pour des écoulements laminaires sur plaques planes (Welty, Rorrer et Foster, 2014) pour calculer les coefficients d'échange h de substances gazeuses à la surface des matériaux disposés dans ces chambres :

$$Sh = \frac{h_m L}{D_{air}} = 0,664 Sc^{1/3} Re^{1/2} \quad (36)$$

$$\text{où} \quad Re = \frac{UL}{\nu} \quad \text{et} \quad Sc = \frac{\nu}{D_{air}} \quad (37)$$

Dans ces équations,  $\nu$  représente la viscosité cinématique de l'air et L la longueur caractéristique de la surface exposée. La valeur du coefficient d'échange moyen  $h$  calculée pour le formaldéhyde, par cette corrélation, est de  $0,002 \text{ m.s}^{-1}$ .

Par ailleurs, Sparks *et al.* (1996) ont constaté que bien que l'utilisation de corrélations pour plaques planes soit largement employée pour définir les transferts en couche limite, leur validité pour des environnements intérieurs réels ou des chambres environnementales n'était pas toujours vérifiée expérimentalement. Sur la base de ce constat, ils ont proposé une corrélation alternative définie à partir de mesures réalisées dans deux chambres d'essais de volumes différents dont l'une présente des caractéristiques très semblables à la chambre CLIMPAQ. Cette corrélation est la suivante :

$$Sh = \frac{h_m L}{D_{air}} = 0,28 Re^{0,65} Sc^{1/3} \quad (38)$$

La valeur du coefficient d'échange moyen  $h$  calculé via l'utilisation de cette corrélation est de  $0,003 \text{ m.s}^{-1}$  pour le formaldéhyde. Cette valeur a été retenue par la suite pour la détermination des paramètres  $kC_s^0 K_L$  et  $K_L$ . On remarque toutefois que les deux corrélation donnent des résultats assez proches.

### 1<sup>ère</sup> étape : détermination du terme $kC_s^0 K_L$

A faible concentration dans l'air le terme  $K_L C$  qui apparaît au dénominateur du modèle élémentaire de réactivité (équation (21)) devient très inférieur à 1 et l'équation (21) se réduit à :

$$r = kC_s^0 K_L C \frac{M_{chim} - M_{ads,chim}}{M_{chim}} \quad (39)$$

Cette expression a été utilisée comme modèle réactif dans l'équation qui décrit le transfert de formaldéhyde dans les matériaux actifs pour déterminer le terme  $kC_s^0 K_L$  par ajustement des mesures de flux adsorbés au premier palier de concentration générée dans la chambre, c'est-à-dire dans les conditions mettant en jeu les concentrations en formaldéhyde les plus basses à l'intérieur de la chambre d'essai (Tableau 9). Pour ce calcul  $M_{ads,chim}$  a été pris égal à 0 puisque des matériaux neufs, donc a priori très loin de la saturation en formaldéhyde, ont été utilisés pour les expériences.

### 2<sup>ème</sup> étape : détermination de la constante $K_L$

Après que le terme  $kC_s^0 K_L$  ait été déterminé, la constante de Langmuir  $K_L$  a été déterminée par ajustement du modèle aux résultats expérimentaux, mais en considérant cette fois :

- L'équation (21) comme modèle élémentaire de réactivité intégré au modèle de transfert dans les matériaux actifs ;
- Les résultats expérimentaux obtenus à tous les paliers de concentration.

Les valeurs de  $K_L$  pour chaque matériau sont présentées dans le Tableau 9. Les ajustements des modèles aux résultats des essais de caractérisation des flux d'adsorption, pour l'évaluation des constantes  $kC_s^0 K_L$  puis  $K_L$ , sont présentés en Annexe 3.

### 3. Simulation de l'impact des matériaux adsorbants sur la qualité de l'air intérieur

#### 3.1. Description de l'environnement simulé

##### 3.1.1. Configuration architecturale et mode opératoire



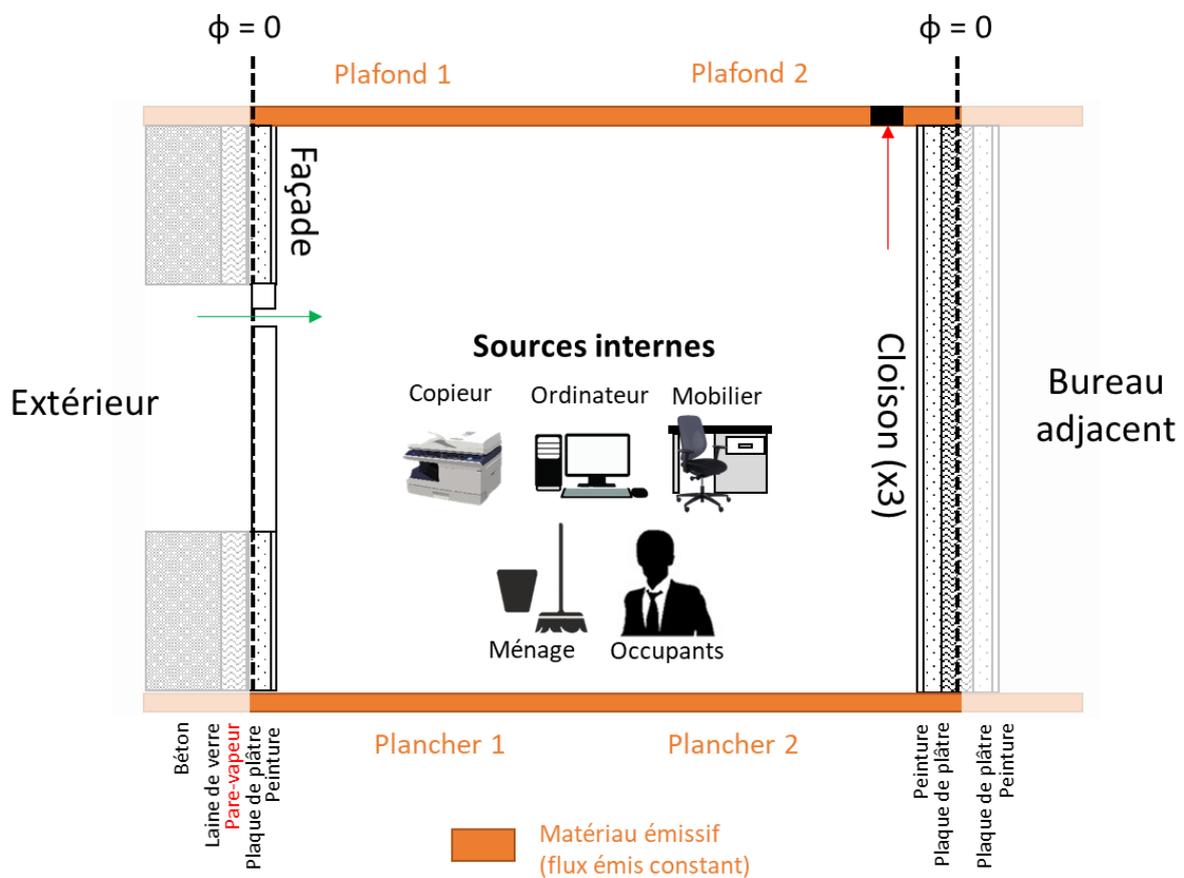
**Figure 29** : Vue tridimensionnelle du bureau simulé

L'environnement simulé est un bureau pour deux personnes d'une surface au sol 5 m x 4 m (20 m<sup>2</sup>) et d'une hauteur sous plafond de 2,7 m. Dans toutes les études de cas présentées au paragraphe 3.2, le plancher est considéré comme une source de formaldéhyde constante à laquelle on peut attribuer deux niveaux d'émission, un faible et un fort, nommés respectivement « Plancher 1 » et « Plancher 2 ». De même, excepté dans les cas où les matériaux adsorbants sont installés au plafond (voir paragraphe 3.2.2), deux niveaux d'émission constants sont appliqués au plafond, « Plafond 1 » étant le niveau le plus faible et « Plafond 2 » étant le plus fort. Les taux d'émission qui ont été retenus sont soit extraits de l'étude réalisée par le CSTB pour la Direction de l'Habitat, de l'Urbanisme et des Paysages (DHUP, 2014) soit du projet PREDICTAIR (Maupetit *et al.*, 2017) ; ils sont indiqués dans le Tableau 11. La définition de différentes combinaisons de flux d'émission par le plancher et le plafond, ajoutée aux autres sources internes (voir ci-après) permet de faire varier le niveau d'émission en formaldéhyde dans la pièce dans des proportions représentatives, afin d'étudier son influence sur l'efficacité et la durée de vie des matériaux adsorbants. L'invariance dans le temps des émissions par les matériaux peut être vue comme une hypothèse forte (les émissions diminuent généralement avec le temps, sauf précisément dans certains cas pour le formaldéhyde (Prin *et al.*, 2010 ; Liu *et al.*, 2015 ; He *et al.*, 2019)) mais qui est pratique pour comparer les différentes configurations simulées.

Les transferts de formaldéhyde dans les parois verticales, ainsi qu'au plafond dans les cas présentés au paragraphe 3.2.2 où les matériaux adsorbants sont installés au plafond, sont modélisés de manière dynamique par le modèle couplé présenté au paragraphe 1. Les concentrations en formaldéhyde seront donc calculées en chaque instant et de manière discrète dans l'épaisseur de chaque matériau

constituant la paroi. Les concentrations de surface et dans l'air déterminent à chaque pas de temps le sens et l'intensité des flux à la paroi.

La constitution des parois verticales du bureau correspondant à la configuration de référence est illustrée en Figure 30. En façade, le pare-vapeur disposé sous la plaque de plâtre revêtue de peinture est supposé totalement imperméable au formaldéhyde. La condition aux limites pour cette paroi est donc un flux nul en face arrière de la plaque de plâtre. Les 3 autres parois verticales du bureau sont supposées donner sur des espaces en tous points identiques, et donc caractérisés par de mêmes concentrations dans l'air au voisinage des parois moyennes. Dans ces conditions, la symétrie impose un flux nul au milieu de la paroi. Du point de vue de la modélisation, la seule différence entre la façade et les parois internes est donc la demi-épaisseur d'isolant acoustique qui se trouve au milieu de ces dernières, et qui est modélisé comme un matériau très poreux ( $D_e = D_{air}$ ) et inerte chimiquement vis-à-vis du formaldéhyde ( $K_p = 0$ ).



**Figure 30** : Schéma descriptif des sources internes de formaldéhyde et de la configuration des parois

L'agencement du mobilier est illustré en Figure 33 : il est constitué d'un bureau double avec caisson de rangements intégré, d'une armoire et d'une table. Pour chacun de ces éléments, les émissions ont été considérées constantes. Elles ont été déterminées sur la base des flux d'émissions surfaciques mesurés par Hodgson *et al.* (2009). Les autres sources internes au volume du bureau sont une imprimante positionnée sur la table et fonctionnant pendant deux fois 10 minutes par jour (flux d'émission donné par Tuomi *et al.*, 2000), et deux ordinateurs disposés sur le bureau (flux d'émission donné par Destailats *et al.*, 2008). Le ménage est fait deux fois par semaine avant l'arrivée des occupants, à 8h le matin. Il consiste en un nettoyage par un produit de nettoyage multi-usage dont le

taux d'émission a été défini pour les deux premières demi-heures (distinctes) suivant l'application (Nicolas, Chiappini et D'Anna, 2012).

Les occupants sont présents dans le bureau du lundi au vendredi, de 9h à 18h en continu. La ventilation fonctionne uniquement du lundi au vendredi, de 8h à 20h. Le débit de ventilation dans le bureau sur cette plage horaire est fixé à  $25 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{personne}^{-1}$ , soit  $50 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  dans le cas présent, ce qui correspond au débit minimal d'air neuf imposé par l'article R422-6 du code du travail pour des locaux de type bureau. Il n'y a pas d'ouverture de fenêtres par les occupants. Le reste du temps, l'air n'est renouvelé que par les infiltrations à travers la façade. Le débit d'air entrant, égal à  $18,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  ( $0,34 \text{ h}^{-1}$ ), a été déterminé sur la base de l'exigence d'étanchéité à l'air définie dans la RT2012. Quel que soit le régime de ventilation, l'air extérieur n'est pas filtré. La concentration en formaldéhyde dans l'air entrant est donc égale à la concentration dans l'air extérieur, prise égale à  $1,9 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  (valeur médiane des concentrations extérieures mesurées pendant la campagne nationale « logements » 2003-2005 de l'OQAI (Kirchner *et al.*, 2007)).

Toutes les informations concernant les différentes sources de formaldéhyde simulées sont résumées dans le Tableau 11.

**Tableau 11** : Inventaire des sources de formaldéhyde dans l'environnement simulé

	Quantité unitaire : Nombre [-] ou surface [m <sup>2</sup> ]	Emission unitaire [µg.h <sup>-1</sup> .unité <sup>-1</sup> ] ou [µg.h <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> ]		Emission totale [µg.h <sup>-1</sup> ]		Plage horaire d'émission
		0-30 minutes :	30-60 minutes :	0-30 minutes :	30-60 minutes :	
<b>Plancher 1</b> <sup>(a)</sup>	18,73	2,3		43,1		24/24h
<b>Plancher 2</b> <sup>(b)</sup>	18,73	33,4		625,6		24/24h
<b>Plafond 1</b> <sup>(c)</sup>	20,25	8,5		172,1		24/24h
<b>Plafond 2</b> <sup>(d)</sup>	20,25	79,9		1618,0		24/24h
<b>Mobilier</b> <sup>(e)</sup>	13,20	169,5		2237,3		24/24h
<b>PC</b> <sup>(f)</sup>	2	0,4		0,9		L, Ma, Me, J, V 09h00 - 18h00
<b>Photocopieur</b> <sup>(g)</sup>	1	100		100		L, Ma, Me, J, V 10h00 - 10h10 et 15h00 - 15h10
<b>Entretien du sol</b> <sup>(h)</sup>	18,73	0-30 minutes : 47,9	30-60 minutes : 13,3	0-30 minutes : 897,2	30-60 minutes : 249,1	L, J 08h00 - 09h00
<b>Occupants</b> <sup>(i)</sup>	2	7,5		15,0		L, Ma, Me, J, V 09h00 - 18h00

(a) Maupetit et al. 2017, "Sol BUR" ; (b) DHUP (2014) , "Sol parquet contrecollé" ; (c) Maupetit et al. 2017, "Plafond CAC" ; (d) Maupetit et al. 2017, "Plafond BUR" ; (e) Hodgson *et al.* (2009) ; (f) Destailats *et al.* (2008) ; (g) Tuomi *et al.* (2000), "HP Laser Jet III" ; (h) Nicolas et al. 2012, "ADOQ 46" ; (i) PANDORE, <https://lasie.univ-larochelle.fr/PANDORE-une-comPilAtion-des>

### 3.1.2. Systèmes de ventilation/conditionnement d'air et zonage de l'ambiance

Le maillage de l'ambiance est constitué de 196 cellules parallélépipédiques dont les dimensions sont détaillées dans le Tableau 12 ; la position de chaque type de cellules est repérée par ses valeurs de  $X_n$ ,  $Y_n$  et  $Z_n$  sur la

Figure 31, la Figure 32 et Figure 33.

**Tableau 12 :** Dimensions des cellules du maillage du modèle zonal

n	Dimension $X_n$ [m]	Dimension $Y_n$ [m]	Dimension $Z_n$ [m]
1	0,6	0,7	0,3275
2	0,5	0,7	0,8
3	0,8	0,6	0,6
4	1,1	0,7	0,595
5	0,6		0,6
6	0,8		0,8
7	0,6		0,3275

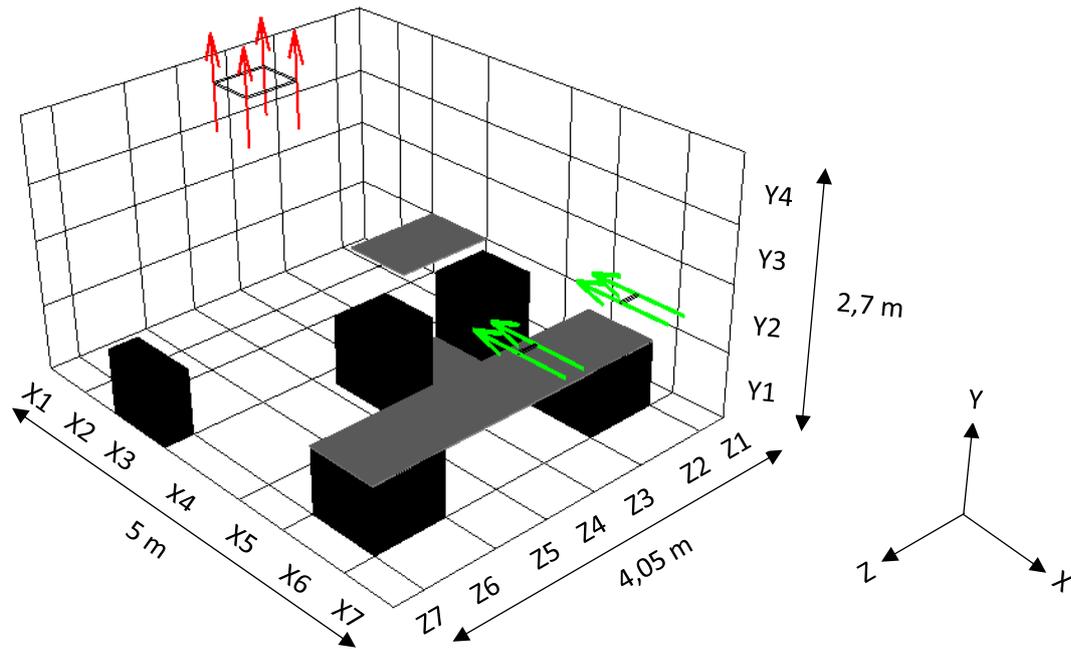
Les meubles ainsi que les occupants sont modélisés comme autant de cellules obstacles qui ne permettent pas le passage de l'air (débits d'air imposés égaux à 0 sur toutes les interfaces). Les surfaces planes telles que le bureau et la table sont représentées comme des surfaces obstacles à l'interface de deux cellules d'ambiance (débit d'air imposé à 0 à ces interfaces). La localisation des obstacles dans le maillage de du volume intérieur est présentée en

Figure 31, la Figure 32 et Figure 33.

Les émissions de formaldéhyde par les différentes sources listées dans le Tableau 11 sont définies dans chaque cellule par un terme source  $\Psi$  (voir équation (30)) qui est égal à la somme des flux d'émission par les sources internes au volume et des flux émis par les surfaces émissives qui le délimite (plancher, plafond, mobilier).

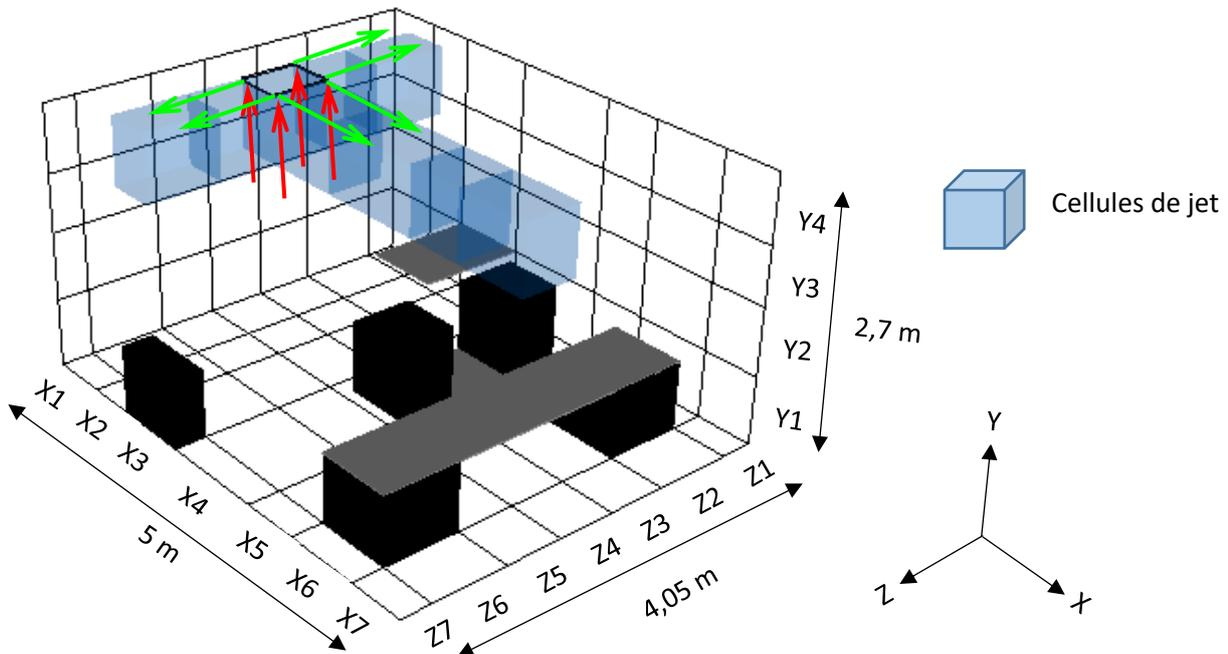
Deux modes de ventilation/conditionnement d'air différents ont été définis pour les études de cas. Ils se caractérisent par des débits d'air entrant et sortant différents, une position différente des entrées et reprises d'air, et bien sûr des écoulements d'air différents à l'intérieur du bureau. Le mode « VMC » constitue le mode de ventilation de référence pour les études de cas. Quand la ventilation fonctionne (entre 8h00 et 20h00 su lundi au vendredi), l'air extérieur pénètre par 2 entrées d'air situées en partie haute des fenêtres, et est repris par une bouche d'extraction située au plafond, près de la paroi opposée aux fenêtres, comme illustré en

Figure 31. Pour la modélisation aéraulique zonale, la température de l'air entrant a été prise égale à 20°C.



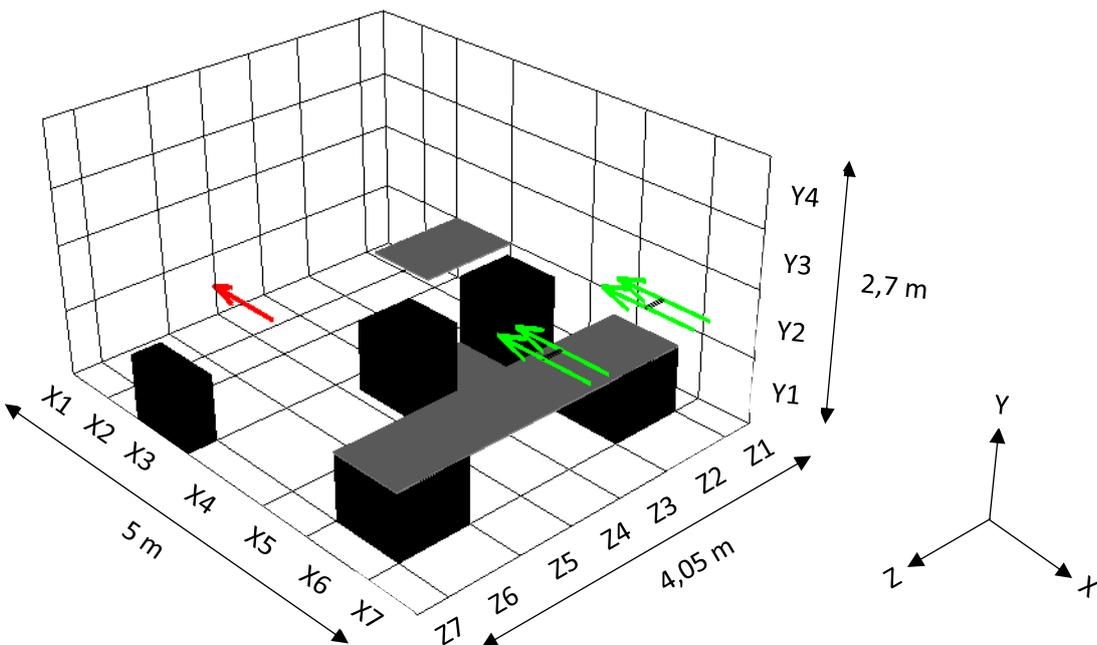
**Figure 31** : Disposition de l'ameublement et des entrées et reprises d'air en mode "VMC"

Le mode « Climatisation » correspond au cas où une cassette reliée à la centrale de traitement de l'air (CTA) du bâtiment (avec recyclage partiel de l'air intérieur) assure le renouvellement de l'air mais aussi le chauffage ou le rafraîchissement de la pièce. L'air est soufflé et repris par la cassette, dans des directions orthogonales (Figure 32). Une configuration de fonctionnement type saison chaude (climatisation) a été considérée pour la simulation aéraulique : le débit total d'air soufflé horizontalement (à 15°C et à parts égales dans les 3 directions représentées par les jets sur la Figure 32) est de  $328 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , incluant  $50 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  d'air extérieur et  $278 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  d'air intérieur recyclé dans la CTA (soit un taux de brassage classique de  $6 \text{ h}^{-1}$ ). La reprise d'air s'effectue par le bas de la cassette (Figure 32).



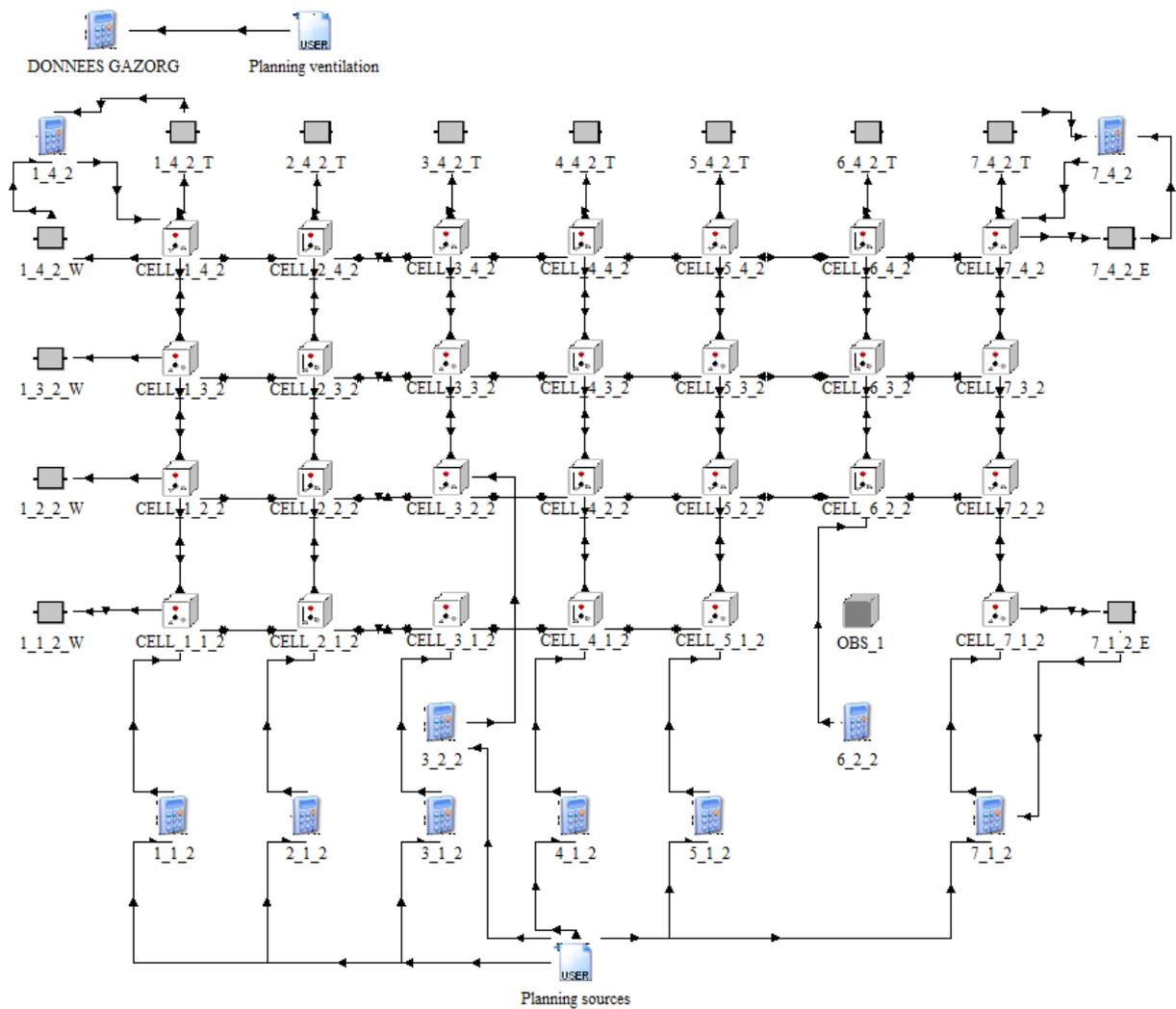
**Figure 32 :** Disposition de l'ameublement et des entrées et reprises d'air en mode "Climatisation"

Le renouvellement d'air par infiltration qui caractérise le régime de fonctionnement en période nocturne et le week-end définit un troisième régime d'écoulement d'air dans le volume du bureau. Cette configuration est modélisée par 2 entrées d'air situées en partie haute des fenêtres (dans les faits ces entrées d'air représentent les défauts d'étanchéité qui sont répartis sur la façade) pour un débit total de  $18,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  (voir paragraphe 3.1.1). L'air est extrait de la pièce sous la porte située sur la paroi opposée, comme illustré en Figure 33.

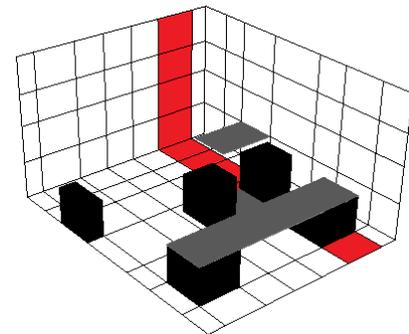


**Figure 33 :** Disposition de l'ameublement et des entrées et reprises d'air en mode "infiltrations"

La représentation orientée-objet de la simulation de la qualité de l'air dans le bureau, dans TRNSYS et pour le zonage de l'ambiance qui a été défini, est illustrée en Figure 34. Seuls les types correspondant aux cellules repérées sur le schéma sont représentés pour simplifier la compréhension. L'icône « fichier » intitulé « planning ventilation » représente les fichiers qui contiennent les valeurs des débits d'air aux interfaces des cellules. Pratiquement, les simulations aérauliques et de qualité de l'air ont en effet été découplées pour les études de cas qui sont présentées ci-dessous : dans un premier temps les modélisations aérauliques (en régime stationnaire) ont été réalisées pour chacun des 3 régimes de ventilation du bureau (VMC, climatisation, infiltrations). Les résultats, stockés dans les fichiers repérés par l'icône sont lus et combinés pour constituer des scénarios temporels qui alimentent les simulations dynamiques de la qualité de l'air, réalisées dans un second temps.



-  Type de cellule d'ambiance (Type 163)
-  Type de parois (Type 999)
-  Type d'équation (sources)
-  Type de planning (ventilation et sources)



**Figure 34 : Représentation orientée-objet de la simulation de la qualité de l'air dans le bureau dans TRNSYS**

## 3.2. Etudes de cas

Les différentes simulations mises en œuvre ont consisté à faire varier les configurations architecturales ou opératoire du bureau en vue :

- De mettre en évidence l'intérêt d'utiliser un modèle zonal plutôt que nodal pour traiter du potentiel d'amélioration de la qualité de l'air intérieur des matériaux adsorbants (paragraphe 3.2.1) ;
- D'évaluer conjointement l'efficacité et la durée de vie des matériaux adsorbants vis-à-vis du formaldéhyde (paragraphe 3.2.2) ;
- De caractériser la capacité des matériaux adsorbants à réduire les émissions dans l'air de des matériaux sur lesquels ils sont appliqués (paragraphe 3.2.3) ;
- De juger de l'efficacité des matériaux adsorbants par référence à d'autres solutions de maîtrise de la QAI (paragraphe 3.2.4).

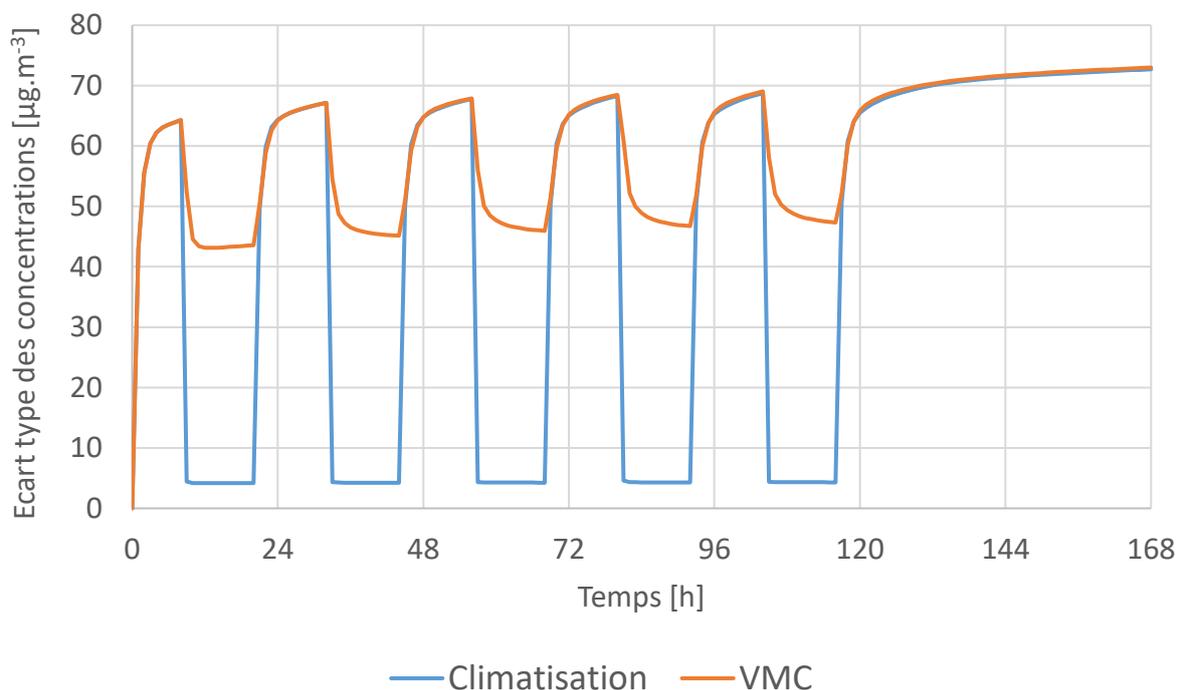
Une étude de sensibilité des concentrations calculées dans l'ambiance en fonction du pas de temps utilisé pour la simulation a été réalisée, sur une semaine, pour une configuration sans matériau adsorbant avec les modes de ventilation « VMC » et « climatisation ». Les résultats de cette étude sont présentés en Annexe 4. Ils montrent qu'un pas de temps d'une minute est globalement un bon compromis entre précision de la représentation de la dynamique des concentrations et temps de calcul. Toutes les simulations ont ainsi été réalisées avec ce pas de temps, sauf celles relatives à l'étude de l'influence du mode de ventilation sur la distribution des concentrations (paragraphe 3.2.1). Dans ce cas, les fortes vitesses d'air induites par la cassette de ventilation nécessitent d'utiliser des pas de temps plus courts pour atteindre la convergence fixée à 0.1% pour toutes les variables. Un pas de temps de 0,1 seconde a en l'occurrence été retenu.

Les matériaux composant les éléments de paroi (type 999) ont par ailleurs été discrétisés spatialement en 300 nœuds, soit un pas spatial fin mais potentiellement différent d'un matériau à l'autre suivant leur épaisseur. Des périodes s'étendant d'une semaine à plusieurs années ont été simulées suivant les études de cas.

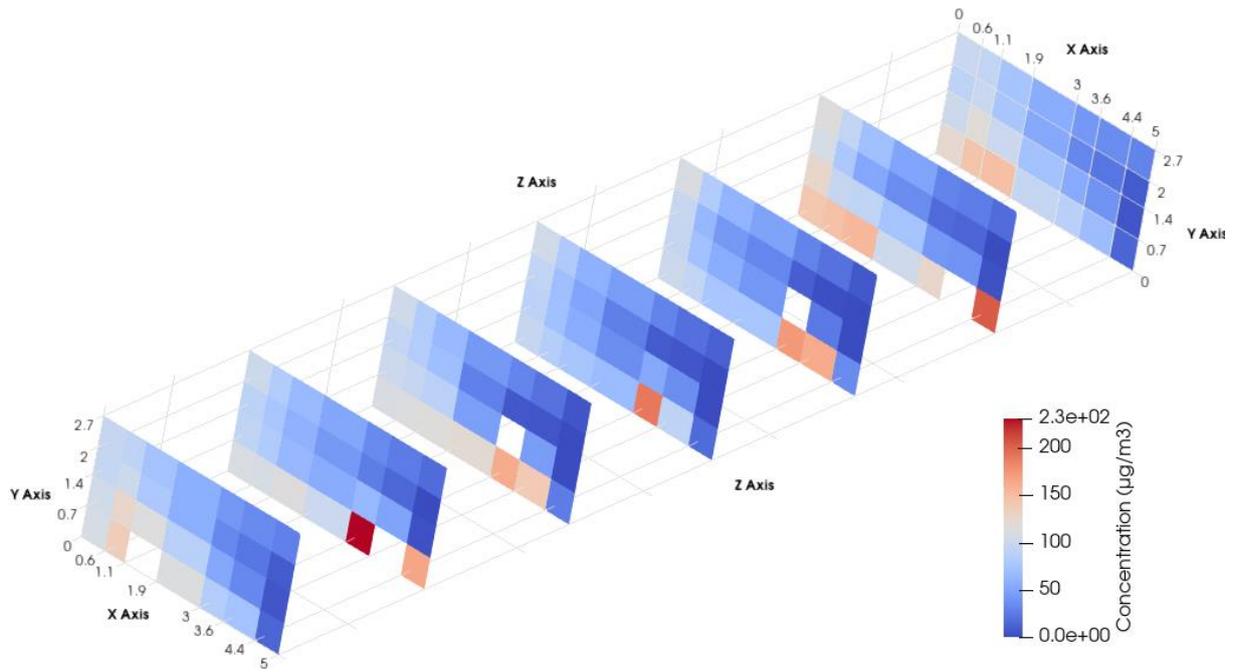
### 3.2.1. Hétérogénéité des concentrations dans la pièce

Comme cela a été démontré au Chapitre 2, la performance des matériaux adsorbants dépend fortement des concentrations en polluants dans l'air à proximité des surfaces. Dans un environnement de bureau comme dans d'autres types d'environnements intérieurs, les concentrations en polluant ne sont pas nécessairement homogènes dans tout le volume de l'ambiance ; leur distribution dépend de la localisation des sources par rapport aux bouches de ventilation, ce qui implique que la performance des matériaux adsorbants, en termes de réduction de l'exposition des occupants comme de durée d'activité, dépend en théorie étroitement de l'écoulement d'air dans la pièce. Ces considérations ont conduit à développer une approche de modélisation de type zonale, qui permet d'apprécier le niveau d'hétérogénéité des concentrations dans le volume de la pièce. Pour illustrer son intérêt dans le cadre de l'application traitée, une première étude de cas comparant les modes de ventilation « VMC » et « Climatisation » présentés au paragraphe 3.1.2 a été menée pour juger de l'impact de l'écoulement d'air sur l'hétérogénéité des concentrations dans le bureau. Les deux simulations ont été réalisées sur une période d'une semaine en considérant les émissions les plus fortes pour le plancher et le plafond (Plancher 2 / Plafond 2) et des parois verticales composées de plaque de plâtre standard (MS5) revêtues de peinture standard (MS123).

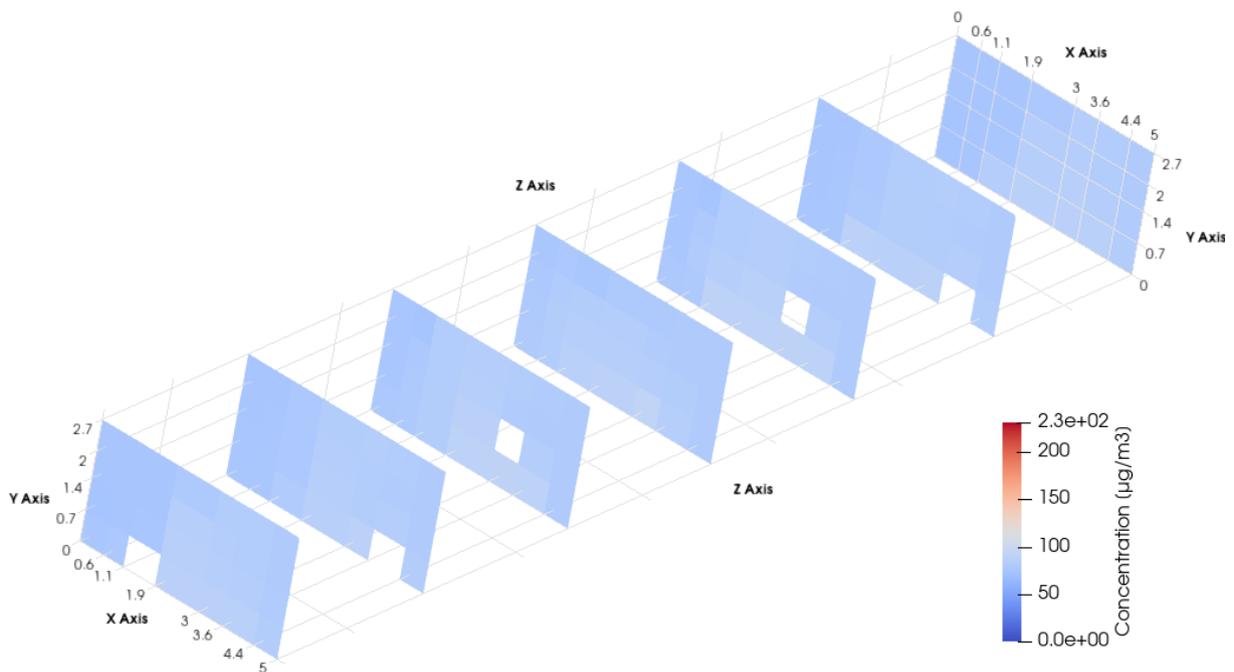
La Figure 35 présente les résultats en termes d'évolution de l'écart-type des concentrations calculées dans chacune des cellules zonales. On identifie facilement sur le graphique les phases nocturnes où, la ventilation étant coupée, le brassage de l'air est faible et l'hétérogénéité des concentrations est forte. Pendant les phases diurnes, la ventilation contribue à une homogénéisation des concentrations, qui est toutefois beaucoup plus forte dans le cas du mode « Climatisation », où l'écart-type des concentrations chute à  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , que dans le cas du mode « VMC », où l'écart-type reste d'environ  $45 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en moyenne. Les différences d'homogénéité du champ de concentrations sont très nettes (Figure 36 et Figure 37). Finalement, le fort brassage de l'air avec le mode « climatisation » fait qu'une modélisation nodale, qui considère l'hypothèse de mélange complet de l'air dans tout le volume intérieur, restituerait les mêmes résultats que la modélisation zonale. La situation est radicalement différente en mode VMC, qui est la seule configuration de ventilation retenue pour la suite des simulations.



**Figure 35** : Influence du mode de ventilation sur l'hétérogénéité des concentrations dans la pièce



**Figure 36 :** Distribution des concentrations en formaldéhyde dans l'ambiance le 1er jour à 12h00 en mode "VMC"

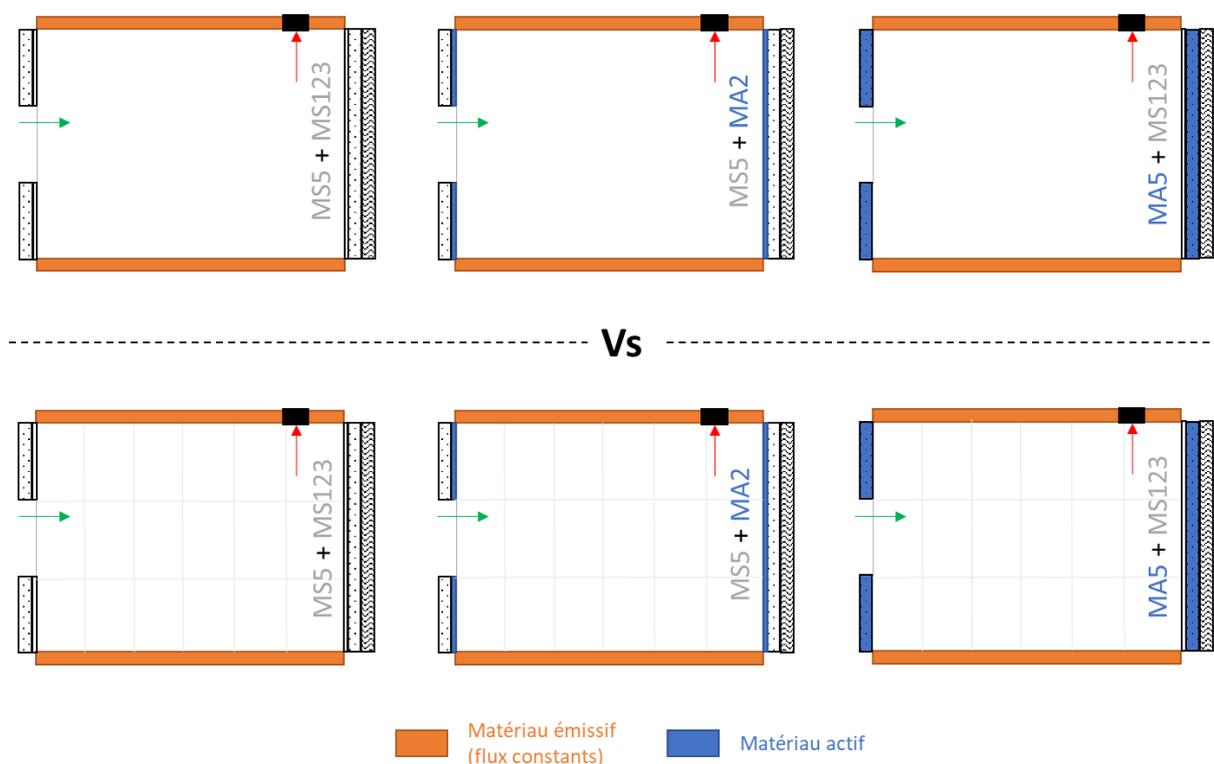


**Figure 37 :** Distribution des concentrations en formaldéhyde dans l'ambiance le 1er jour à 12h00 en mode "Climatisation"

La représentation de l'hétérogénéité des concentrations dans la pièce est intéressante pour simuler les effets des matériaux adsorbants sur la qualité de l'air intérieur, mais elle l'est aussi de manière plus générale, pour évaluer de manière fine l'exposition des occupants sur leur lieu de travail. Pour caractériser la plus-value de la modélisation zonale, par rapport à une modélisation nodale, dans cette optique de prédiction de l'exposition, les expositions journalières des occupants au formaldéhyde ont été déterminées avec le modèle zonal ( $E_{zonal}$ ), et avec un modèle nodal ( $E_{nodal}$ ), dans la configuration donc d'une ventilation par VMC.

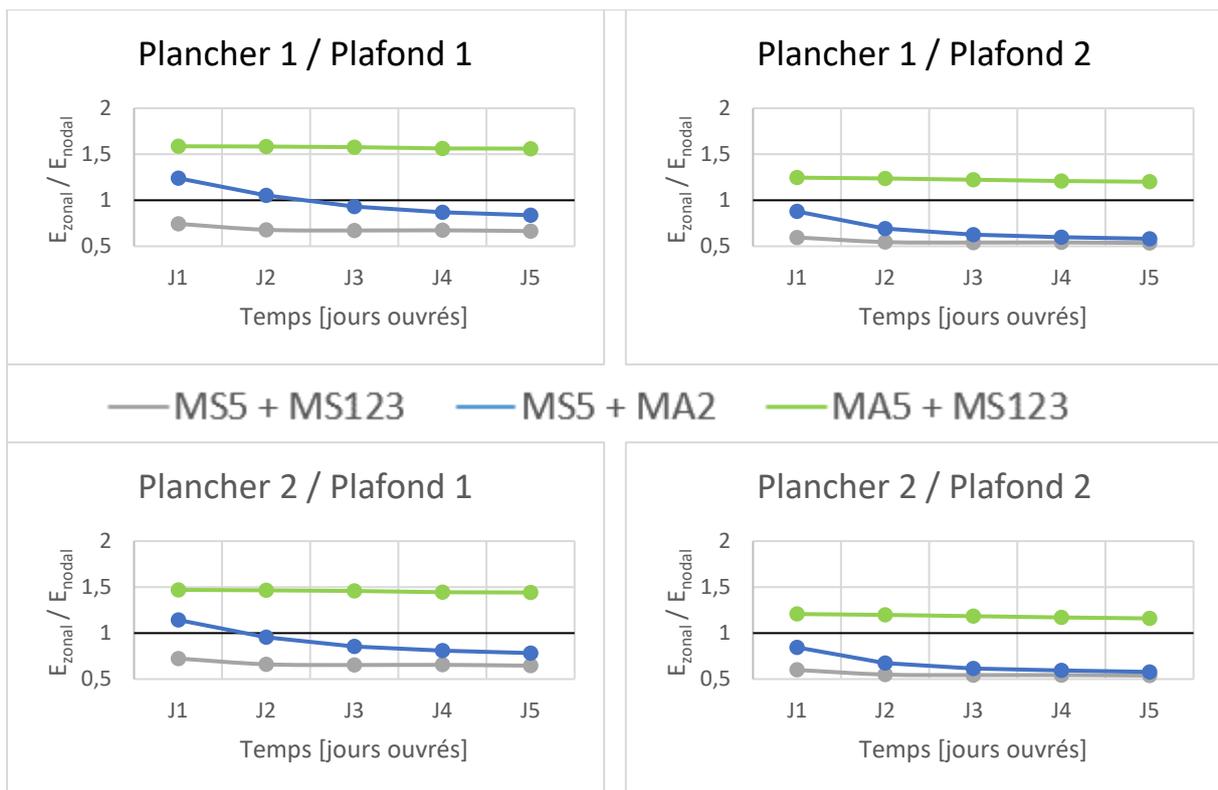
$E_{nodal}$  a été déterminé en faisant la moyenne des concentrations prédites (homogènes dans tout le volume du bureau) entre 8h00 et 20h00.  $E_{zonal}$  a quant à lui été déterminé en faisant la moyenne entre 8h00 et 20h00 des concentrations prédites dans le volume de la pièce où les occupants sont amenés à respirer, à savoir dans les cellules zonales de coordonnées Y2 et Y3 (hauteurs comprises entre 70 cm et 2 m, voir Figure 33 paragraphe 3.1.2).

Puisque les flux adsorbés par les matériaux dépendent de la concentration au voisinage des surfaces, mais qu'en contrepartie la nature des matériaux utilisés peut modifier la distribution des concentrations en polluants dans l'air, et donc l'exposition des occupants, trois compositions de parois verticales ont été simulées avec chacun des deux modèles (Figure 38) : la première ne met pas en jeu de matériau adsorbant (MS5 + MS123), la deuxième met en jeu la peinture MA2 appliquée sur une plaque de plâtre standard (MA5), et la troisième la plaque de plâtre MA5 recouverte de peinture (MS123).



**Figure 38** : Plan de simulations pour mettre en évidence l'apport du modèle zonal en terme de précision de la prédiction de l'exposition des occupants

La Figure 39 présente les ratios  $E_{zonal}/E_{nodal}$  obtenus pour les 5 jours travaillés de la semaine simulée et pour chacune des combinaisons d'émission par le plancher et le plafond. Les valeurs du ratio supérieures à 1 indiquent que le modèle nodal sous-estime l'exposition, tandis que les valeurs inférieures à 1 indiquent qu'il la surestime (en partant du principe que l'exposition prédite par le modèle zonal est l'exposition réelle). La première conclusion qui ressort des graphiques est que les erreurs d'évaluation par le modèle nodal sont importantes puisque les ratios varient entre 0,5 et 1,6 suivant les configurations. La nature des matériaux constitutifs des murs est le premier déterminant des écarts entre  $E_{zonal}$  et  $E_{nodal}$  puisque l'utilisation du modèle nodal entraîne systématiquement une sous-estimation d'au moins 10% de l'exposition pour la configuration MA5 + MS123, et une surestimation jusqu'à 50% de l'exposition pour la configuration MS5 + MS123. Dans la configuration MS5 + MA2, l'exposition peut être sous-estimée au début de la période, et surestimée ensuite. La localisation des sources est un autre déterminant des erreurs d'évaluation par le modèle nodal, à travers les différences dans la distribution spatiale des concentrations qu'induit l'écoulement d'air dans la pièce. En comparant les quatre graphiques présentés en Figure 39, on note que le niveau d'émission du plafond a beaucoup plus d'impact sur le ratio  $E_{zonal}/E_{nodal}$  que le niveau d'émission du plancher. Ceci traduit le fait que compte tenu de l'écoulement d'air dans la pièce, les émissions par le plafond impactent bien davantage les concentrations dans la zone intermédiaire où les occupants respirent que ne le font les émissions par le plancher.



**Figure 39** : Influence du modèle zonal sur l'évaluation de l'exposition de l'occupant au formaldéhyde, par rapport au modèle nodal

### 3.2.2. Efficacité et durée d'activité des matériaux adsorbants

Contrairement aux systèmes d'épuration aérauliques où une efficacité intrinsèque peut être définie en mettant en relation les concentrations en polluants à l'entrée et à la sortie du système, l'efficacité des matériaux adsorbants ne peut être évaluée qu'à travers l'abattement des concentrations dans l'air intérieur qu'ils permettent. Dans le cadre de l'étude, l'efficacité  $\varepsilon$  a ainsi été définie par la différence d'exposition journalière des occupants (définie comme expliqué dans le paragraphe précédent et prédite par le modèle zonal) avec et sans matériaux adsorbants disposés dans le bureau, ce dernier cas (aucun matériau adsorbant) constituant la situation de référence :

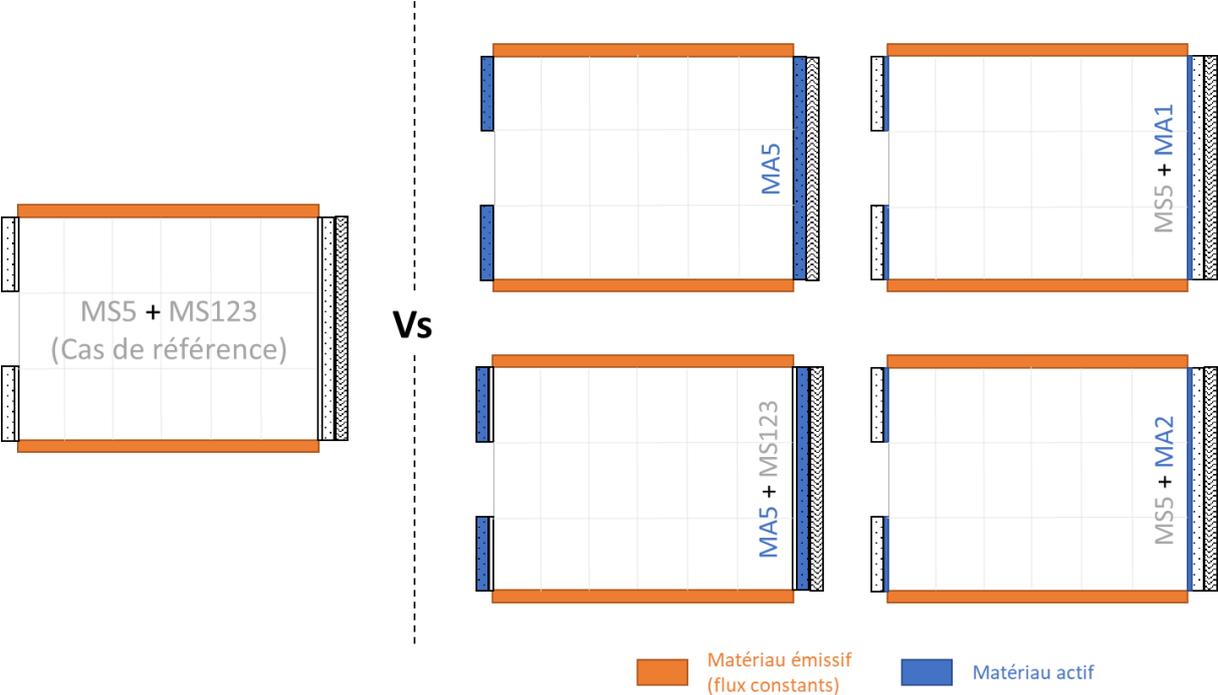
$$\varepsilon = \frac{E_{ref} - E}{E_{ref}} \quad (40)$$

De par cette définition,  $\varepsilon$  est censé varier entre 0, valeur traduisant une situation où les concentrations sont constamment nulles dans toute la zone où les occupants sont amenés à respirer, et 100%, si le(s) matériau(x) adsorbant(s) n'a (ont) aucun impact sur la qualité de l'air offerte aux occupants.  $\varepsilon$  ne peut toutefois être vu comme un indicateur de performance intrinsèque et absolu, puisqu' $E_{ref}$  dépend de plusieurs facteurs (émissions, ventilation, etc.), et que la réduction de l'exposition permise par la présence des matériaux adsorbants (numérateur de l'équation (40)) est aussi conditionnée par ces facteurs externes.

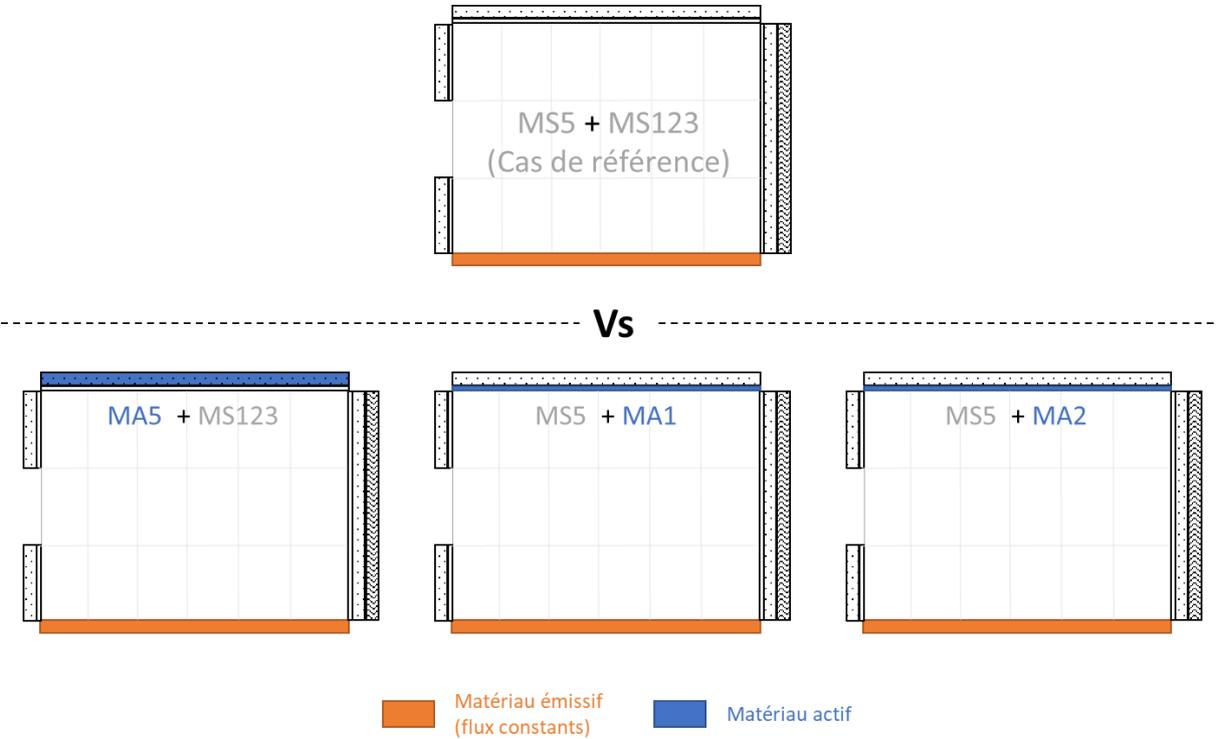
L'efficacité ne peut par ailleurs être dissociée de la notion de durée d'activité des matériaux adsorbants puisque comme évoqué au chapitre 1, dans le cas de matériaux contenant des agents adsorbants chimiques, l'efficacité est vouée à décroître avec le temps, au fur et à mesure que le nombre de sites actifs disponibles diminue. Considérer que la durée d'activité correspond à la saturation complète des agents actifs intégrés, c'est-à-dire au temps au bout duquel le matériau se comporte comme un matériau standard, serait pernicieux. Cela conduirait à définir des durées d'activité potentiellement très longues, mais incluant une grande fraction du temps où l'effet des principes actifs intégré aux matériaux est insignifiant. Pour éviter cet artéfact, la durée d'activité a ainsi été définie comme la période de temps au bout de laquelle l'efficacité chute en dessous de 10 %.

Plusieurs configurations de parois réalistes ont été simulées pour évaluer conjointement l'efficacité et la durée d'activité des matériaux MA1, MA2 et MA5. La dissociation des cas où les matériaux adsorbants sont disposés sur les parois verticales (Figure 40) ou au plafond (Figure 41) est importante puisque ce positionnement détermine à la fois la surface disponible pour l'adsorption, et les concentrations dans l'air auxquelles les matériaux sont exposés (et donc leur flux d'adsorption du formaldéhyde). Dans tous les cas, l'évolution des concentrations a été simulée sur des périodes longues (jusqu'à deux ans) afin de se donner les moyens d'évaluer la durée d'activité des matériaux, soit directement soit par extrapolation d'une tendance de diminution de l'efficacité. Les simulations des différentes configurations architecturales ont été répétées pour toutes les combinaisons de niveau d'émission du plancher et du plafond, ceci afin d'étudier l'impact du niveau d'émission global dans la pièce sur la performance des différentes solutions. Il est cependant important de noter que pour les études de cas traitant de la disposition des matériaux adsorbants au plafond les émissions Plafond 1 et Plafond 2 n'ont pas lieu d'exister : seuls deux niveaux d'émission par les matériaux, en l'occurrence le plancher, ont donc été simulés. De ce fait, l'efficacité des solutions est déterminée par référence à des situations différentes quand les matériaux adsorbants sont disposés au plafond ou sur les murs : elles ne peuvent en théorie être comparées dans l'absolu, c'est-à-dire interprétées en termes d'une plus forte ou plus faible exposition dans un cas ou dans l'autre.

La configuration où les parois verticales sont composées d'une plaque de plâtre active (MA5) non revêtue a été ajoutée afin de caractériser « l'effet barrière » qu'exerce film de peinture (MS123) sur les transferts de formaldéhyde vers la plaque adsorbante.



**Figure 40 :** Plan de simulations pour caractériser l'efficacité et la durée d'activité des matériaux adsorbants disposés sur les parois verticales



**Figure 41 :** Plan de simulations pour caractériser l'efficacité et la durée d'activité des matériaux adsorbants disposés au plafond

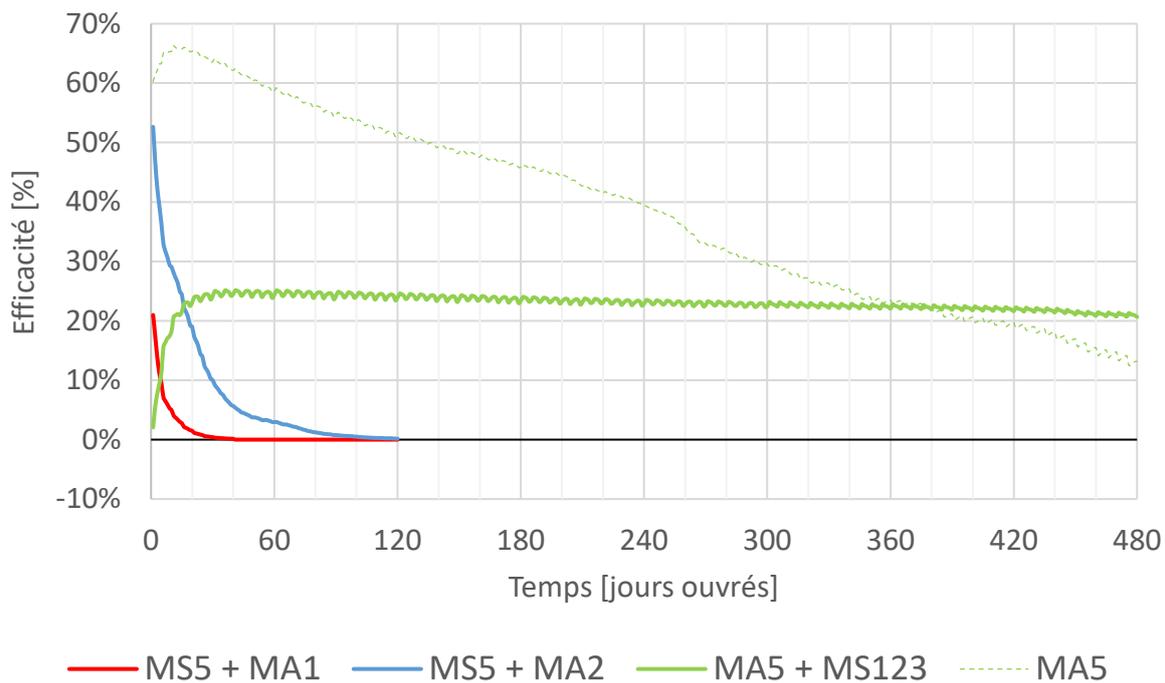
L'évolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés dans les murs, et par extension leur durée d'activité, sont présentés de la Figure 42 à la Figure 45, pour les différentes combinaisons d'émission par le plancher et le plafond<sup>3</sup>. On constate à la lecture de ces résultats que le niveau d'émission des sources influe peu sur la performance des peintures MA1 et MA2. La peinture MA1 présente une efficacité d'environ 20 % le premier jour contre 50 % pour MA2, mais ces efficacités décroissent assez rapidement dans les deux cas puisqu'elle chute sous les 10 % à partir du 4<sup>ème</sup> jour pour MA1 et entre le 24<sup>ème</sup> et le 30<sup>ème</sup> jour ouvré pour MA2. Il est important de noter toutefois que l'épaisseur du feuil sec de peinture simulé est seulement de 0,1 mm, et que la capacité d'adsorption chimique par unité de surface pourrait facilement être doublée voir triplée en ajoutant d'autres couches. Pour ce qui est de la plaque de plâtre MA5, quand elle n'est pas revêtue par la peinture MS123, son efficacité maximale est atteinte au bout de 2 semaines (10 jours ouvrés) : elle se situe entre 66 et 68 %. Sa durée d'activité dépend plus fortement du niveau des sources d'émission puisqu'elle varie entre 16 mois pour le niveau d'émission le plus élevé (Plancher 2 / Plafond 2) et 24 mois pour le niveau d'émission le plus faible (Plancher 1 / Plafond 1). Le revêtement de cette plaque de plâtre active par une peinture classique (MS123) induit des effets très contrastés. Tout d'abord son efficacité maximale est atteinte au bout d'un temps plus long (2 mois) et présente une valeur de l'ordre de 25 %, c'est-à-dire nettement plus faible que lorsque la plaque de plâtre n'est pas recouverte. La contrepartie au fait que le flux de formaldéhyde adsorbé soit plus faible est que le matériau se sature moins vite, et donc que l'efficacité décroît beaucoup moins vite dans le temps : elle est toujours de 17 à 21 % au bout de 2 ans. En conséquence, après un certain temps, qui est en l'occurrence de 19, 16, 14 ou 13 mois selon les cas, la plaque revêtue de peinture s'avère être une solution plus efficace que la plaque non revêtue. En d'autres termes, la couche de peinture joue un rôle de régulateur de l'efficacité, en réduisant les flux adsorbés au cours des premiers temps, mais en prolongeant la période pendant laquelle ils restent significatifs en vue du contrôle de l'exposition des occupants.

Il est également intéressant de noter que, du fait de l'hétérogénéité des concentrations dans l'ambiance, les matériaux adsorbants présents dans les portions de parois au contact des différentes cellules d'ambiance du modèle zonal saturent plus ou moins rapidement selon leur exposition au formaldéhyde. La Figure 46 montre à travers l'exemple du cas de la paroi MA5 + MS123 pour le niveau d'émission le plus élevé (Plancher 2 / Plafond 2), l'évolution spatialement hétérogène du niveau de saturation du matériau MA5 dans les différentes portions de parois.

---

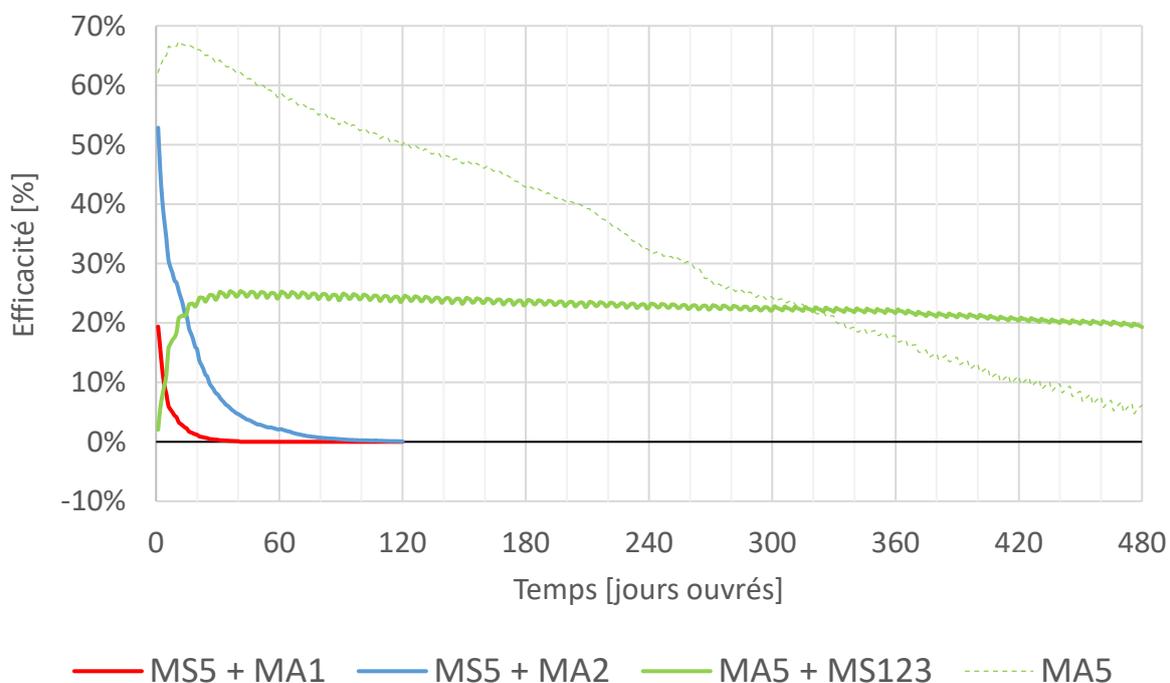
<sup>3</sup> L'échelle de temps sur ces figures est en jours dits ouvrés, définis comme les jours travaillés (du lundi au vendredi), les expositions n'ayant pas lieu d'être calculées les samedis et dimanches. Les durées mentionnées dans le commentaire qui suit tient compte des week-ends, lorsqu'il n'est pas explicitement fait mention de jours ouvrés.

### Plancher 1 / Plafond 1



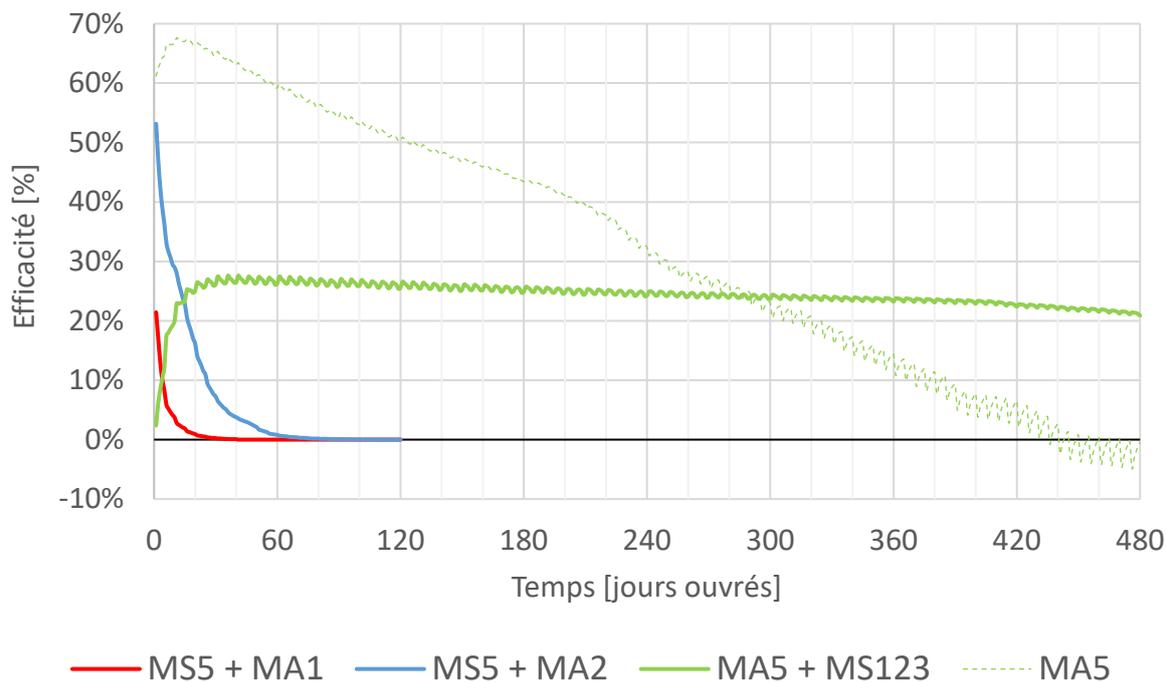
**Figure 42 :** Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés aux murs (Plancher 1 / Plafond 1)

### Plancher 2 / Plafond 1



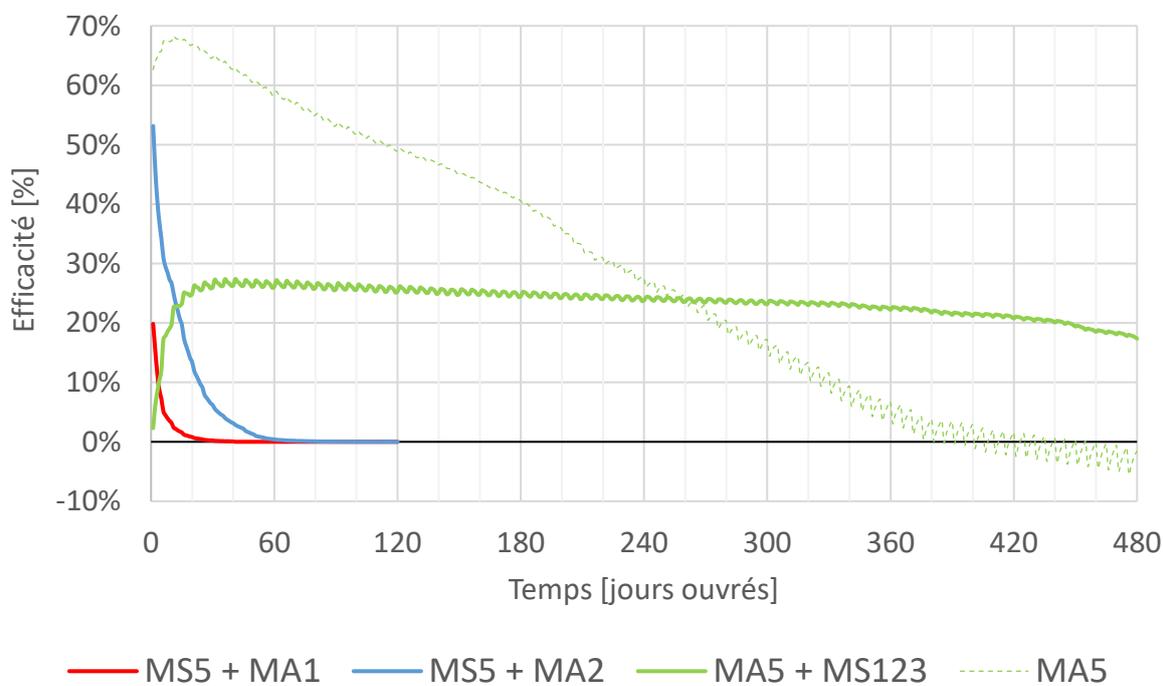
**Figure 43 :** Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés aux murs (Plancher 2 / Plafond 1)

### Plancher 1 / Plafond 2

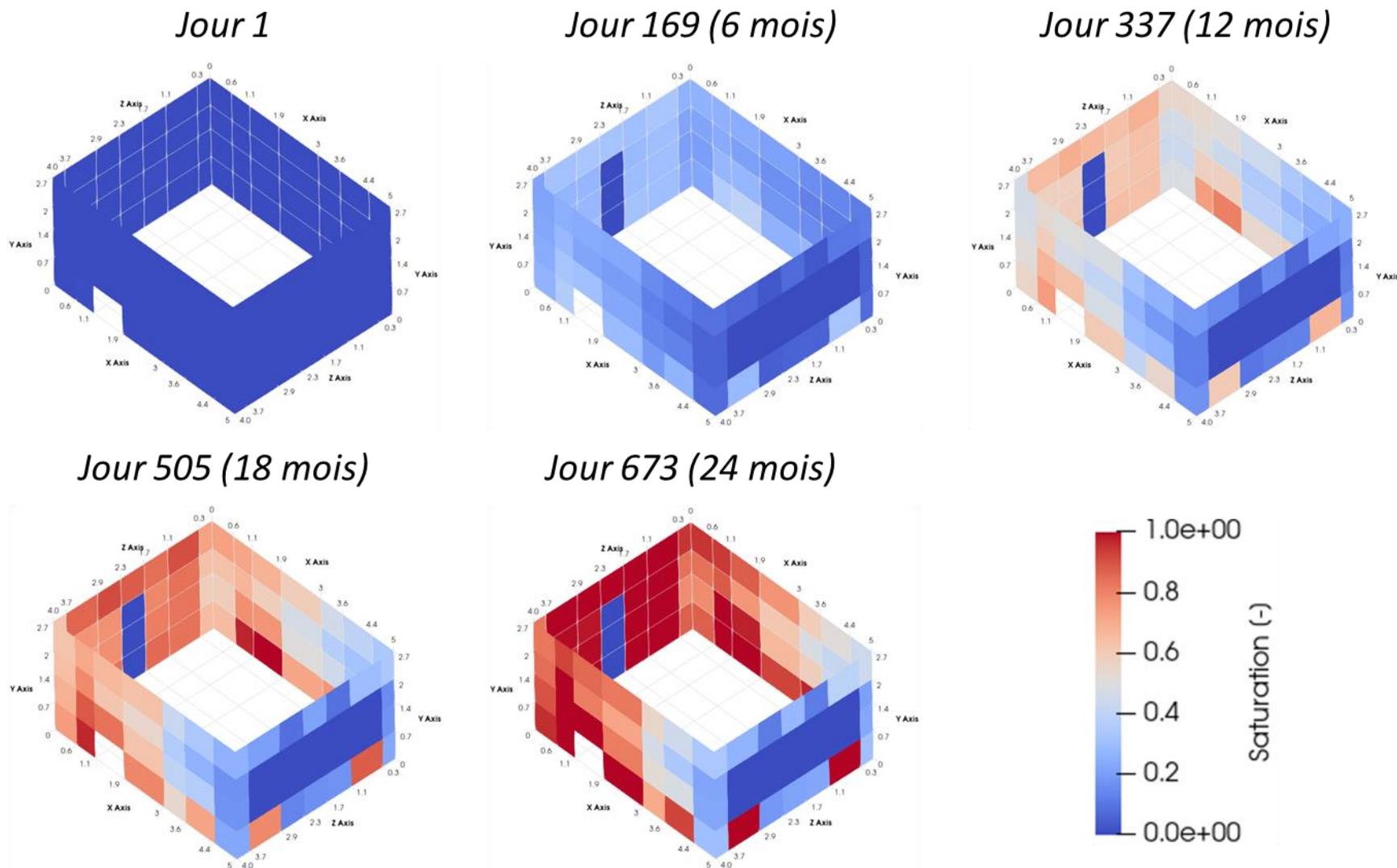


**Figure 44** : Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés aux murs (Plancher 1 / Plafond 2)

### Plancher 2 / Plafond 2



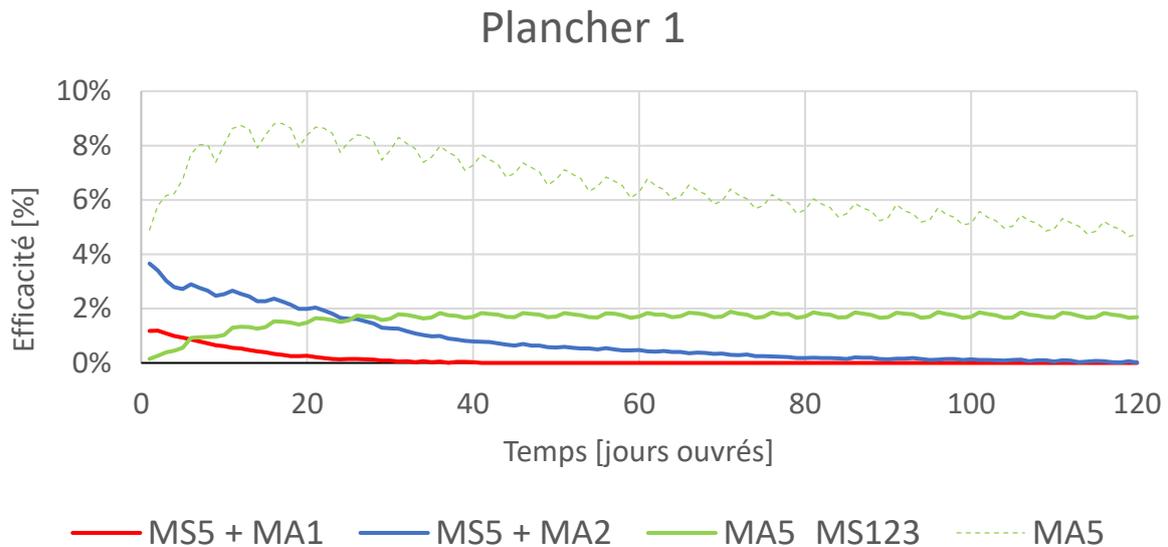
**Figure 45** : Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés aux murs (Plancher 2 / Plafond 2)



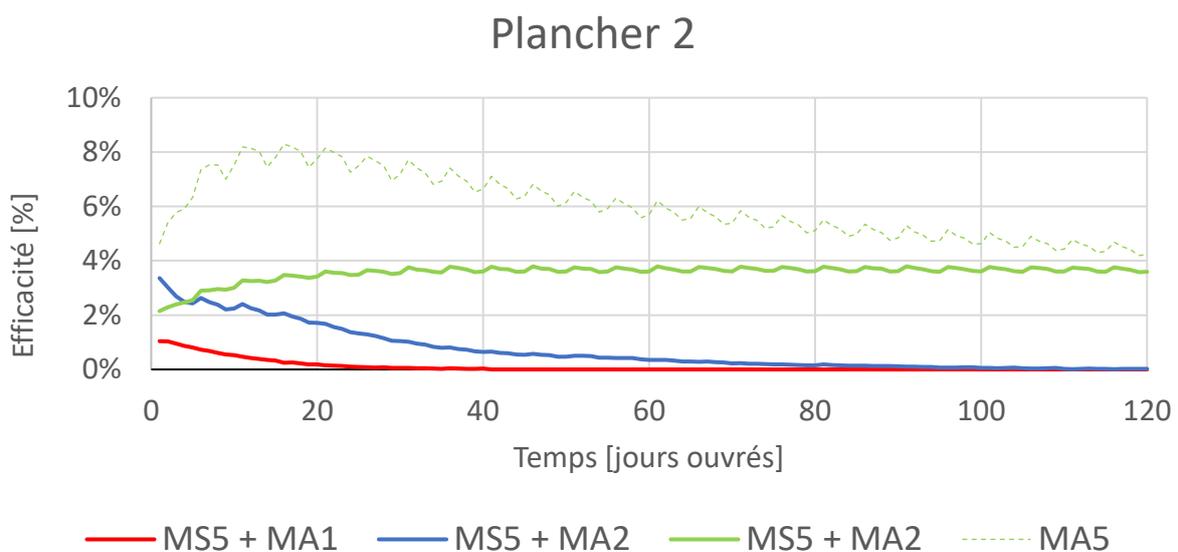
**Figure 46 :** Evolution du niveau de saturation des matériaux adsorbants disposés au mur (configuration MA5 + MS123 ; Plancher 2 / Plafond 2)

La Figure 47 et la Figure 48 présentent l'évolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés au plafond. On constate ici qu'aucune des configurations testées ne permet de dépasser 4 % d'efficacité. La raison à ces très faibles efficacités est que les entrées comme la reprise d'air étant en partie haute de la pièce, l'air dans les cellules en contact avec le plafond est fortement renouvelé par de l'air extérieur ; les faibles concentrations en formaldéhyde qui en résultent limitent considérablement l'adsorption du polluant par les matériaux actifs.

La durée d'activité des matériaux adsorbants, telle qu'elle a été définie, ne peut être déterminée dans ces configurations puisque les efficacités sont constamment inférieures à 10 % pour MA1, MA2 et MA5.



**Figure 47 :** Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés au plafond (Plancher 1)

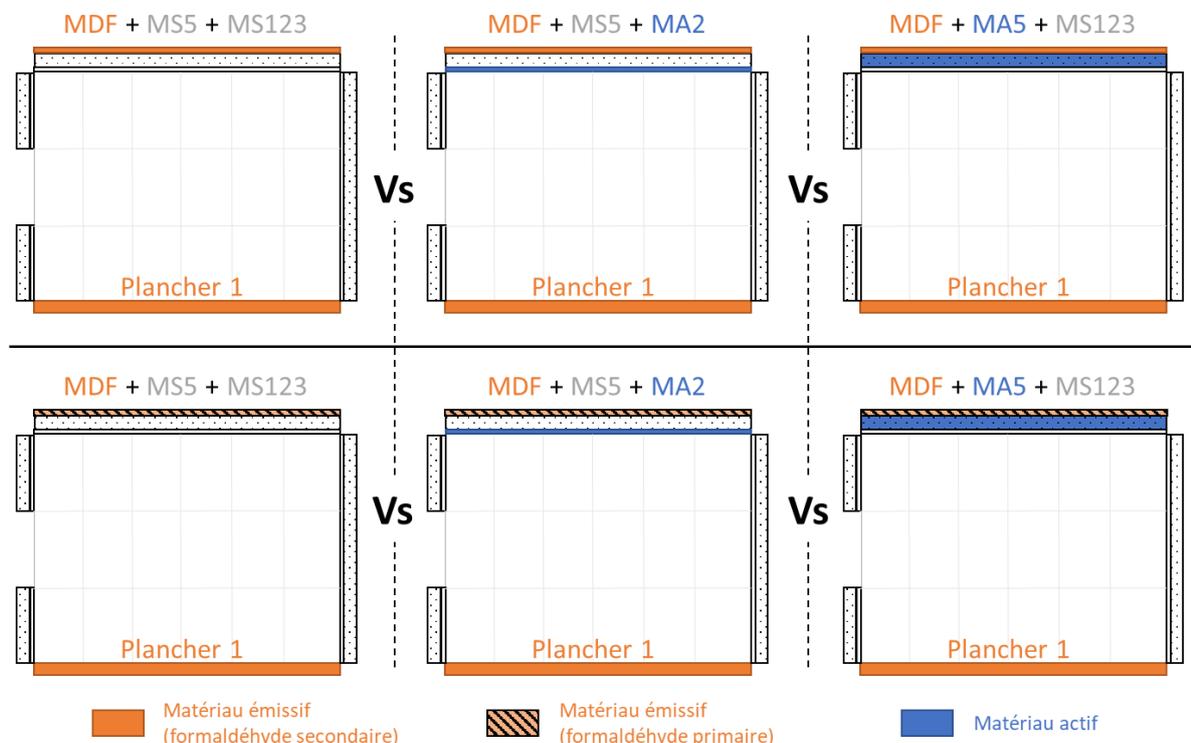


**Figure 48 :** Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés au plafond (Plancher 2)

### 3.2.3. Réduction des émissions à la source : bâtiment neuf ou étude d'intervention

Dans les simulations précédentes, les parois dans lesquelles étaient disposés les matériaux adsorbants n'émettaient pas de formaldéhyde dans l'air intérieur : elles ont été modélisées en imposant des concentrations initiales nulles dans tous les matériaux qui les constituent et aucune production interne de formaldéhyde secondaire n'a été considérée. Comme évoqué dans le chapitre 1, les matériaux adsorbants peuvent toutefois aussi constituer un moyen de réduction des émissions dans l'air des parois auxquelles ils sont intégrés, avec dans cette situation les avantages de la captation du polluant à la source, qui plus est de manière passive (sans apport d'énergie). L'utilisation des matériaux adsorbants à ces fins est envisageable dans le contexte de bâtiments neufs ou rénovés, pour limiter l'exposition des occupants après l'achèvement des travaux (période où les émissions par les matériaux sont généralement les plus importantes), mais aussi dans le contexte d'interventions, suite à un diagnostic de qualité de l'air qui aurait révélé des concentrations en formaldéhyde trop élevées et identifié une ou plusieurs parois comme étant la principale source du polluant. En pareille situation, le revêtement des parois émissives par un matériau adsorbant, une peinture en particulier, peut constituer une solution de remédiation facile et peu chère, si tant est que la réduction des émissions soit importante et durable.

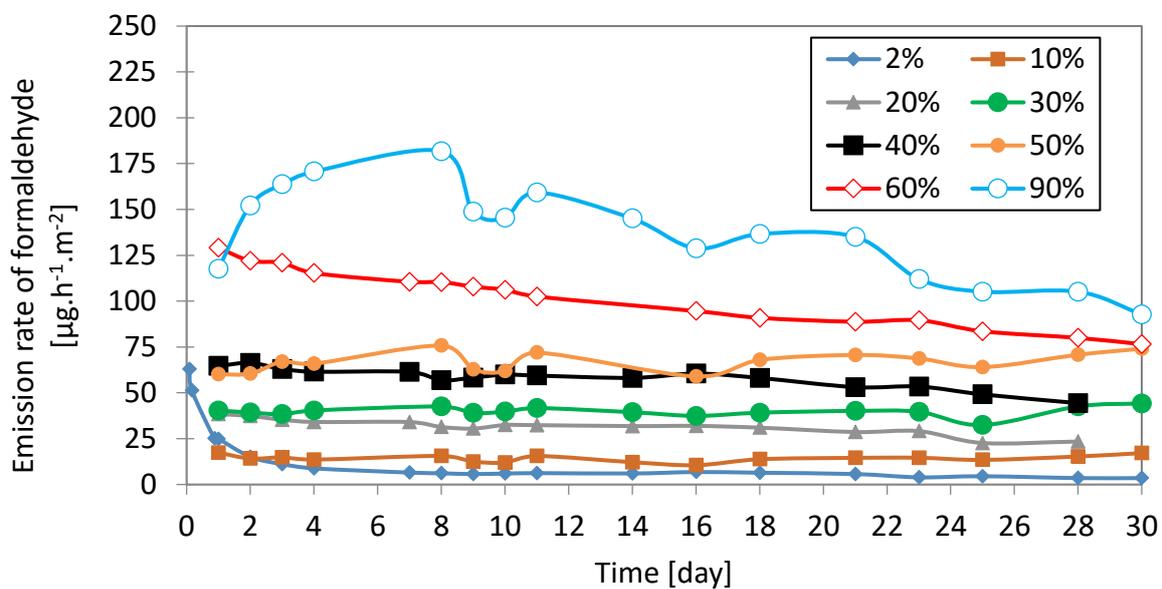
Pour aborder les notions d'efficacité et de durée d'activité dans ce contexte, plusieurs simulations mettant en jeu un matériau émissif (MDF) disposé au plafond ont été réalisées (Figure 49). Le MDF a été considéré recouvert d'un doublage composé d'une plaque de plâtre peinte intégrant un matériau adsorbant (MS5 + MA2 et MA5 + MS123) ou pas (MS5 + MS123). Cette dernière configuration constitue le cas de référence pour le calcul d'efficacité. Elle permet d'isoler les effets des principes actifs intégrés aux matériaux MA2 et MA5 sur la réduction du flux émis à la surface de la paroi.



**Figure 49 :** Plan de simulations mis en œuvre pour étudier la réduction des émissions à la source par les matériaux adsorbants

Ces trois configurations de plafond ont été simulées pour deux modes de représentation des émissions par le matériau émissif (MDF) (voir Figure 49) :

- Dans le premier cas, les émissions par le panneau ont été considérées comme étant constantes dans le temps, du fait de la production de formaldéhyde secondaire par hydrolyse de ses liants urée-formol (Prin *et al.*, 2010 ; Liu *et al.*, 2015 ; He *et al.*, 2019) (Figure 50). Pratiquement, cette situation peut s'apparenter au cas où l'émission donnant lieu à des concentrations en formaldéhyde élevées et stables dans l'air intérieur, une solution de remédiation est recherchée. Numériquement, le panneau émissif a été modélisé en imposant une concentration constante à tous les nœuds discrétisant le panneau MDF. La valeur de cette concentration ( $476 \mu\text{g.kg}_{\text{mat}}^{-1}$ ) a été déterminée pour que la modélisation des émissions du panneau non recouvert donne un flux d'émission dans l'air égale à Plafond 2, soit  $79,9 \mu\text{g.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ .



**Figure 50** : Influence de l'humidité relative sur le taux d'émission de formaldéhyde par un panneau MDF (source : Prin *et al.*, 2010)

- Dans le second cas, en absence de source d'humidité notable, les émissions par le panneau MDF sont supposées être des émissions de formaldéhyde primaire uniquement. Ce cas figure représente donc une situation post-travaux classique, avec des émissions potentiellement importantes mais qui disparaissent au fil du temps. Il a été modélisé en assignant la concentration  $C = 476 \mu\text{g.kg}_{\text{mat}}^{-1}$  comme condition initiale à tous les nœuds discrétisant le panneau. Contrairement au cas précédent, ces concentrations sont ensuite flottantes : le modèle détermine leur évolution (diminution) en fonction des flux libérés vers les matériaux qui recouvrent le panneau, puis vers l'ambiance.

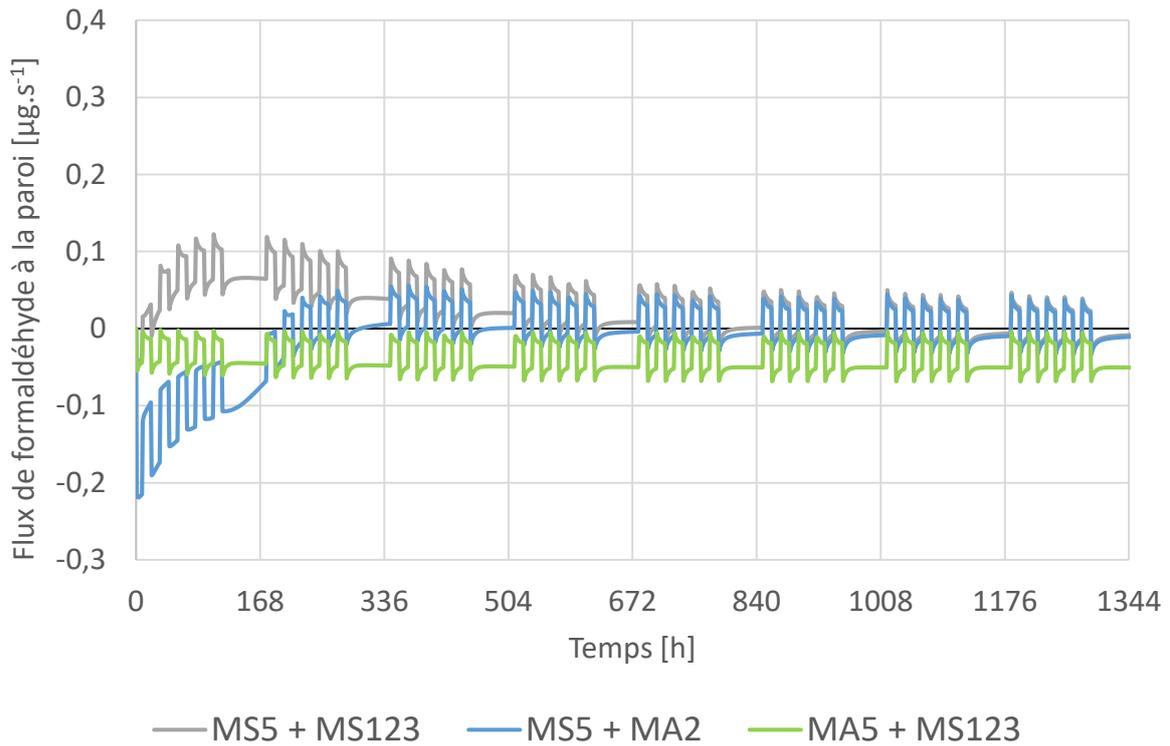
Pour les six simulations ainsi définies, les parois verticales sont constituées de matériaux non adsorbants (MS5 + MS123), et le plancher n'est défini que par le niveau d'émission Plancher 1. Les sources internes à l'ambiance sont celles décrites dans le Tableau 11.

Les Figure 51 et Figure 52 ci-après décrivent l'évolution du flux de formaldéhyde à l'interface entre le plafond et l'ambiance. Par convention, le flux est positif quand il est orienté vers l'ambiance (émission par le plafond) et il est négatif quand il est orienté vers le plafond (adsorption).

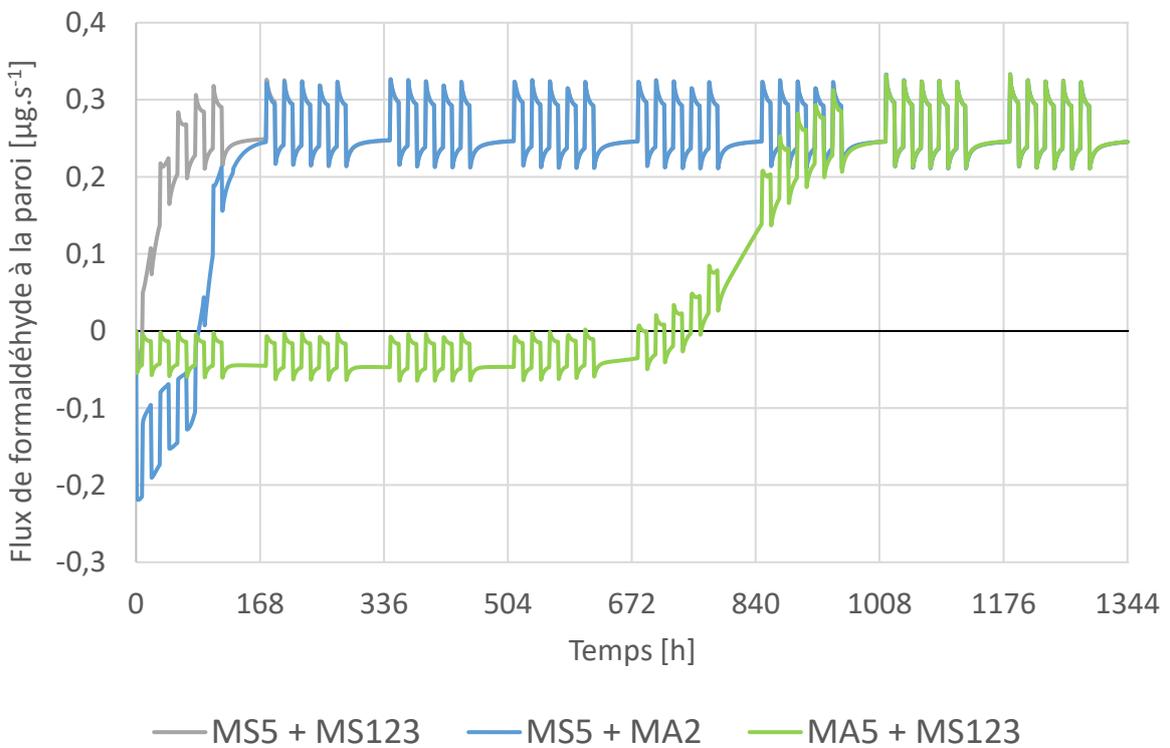
Dans le cas où il n'y a pas de production interne de formaldéhyde à l'intérieur du panneau émissif, on constate que pour le cas de référence (MS5 + MS123), le plafond émet continuellement du formaldéhyde dans l'air au cours des deux premières semaines, mais avec un flux d'émission variable au cours de la journée et globalement décroissant au fil des jours. Après un mois, les oscillations dues à l'intermittence de la ventilation sont centrées sur zéro : la quantité de formaldéhyde adsorbée pendant la nuit est désorbée pendant la journée, ce qui correspond à l'effet tampon classiquement induit par les matériaux standards vis-à-vis de la qualité de l'air intérieur (effet dit de puits réversible).

Pour la paroi recouverte de peinture adsorbante (MS5 + MA2), le flux est négatif pendant les 15 premiers jours, témoignant d'une adsorption (et donc aucune émission) du formaldéhyde par le plafond pendant cette période initiale. Compte tenu de la faible capacité d'adsorption chimique de MA2, le plafond tend ensuite vers un comportement caractéristique de matériaux standards, marqué chaque jour par des phases alternées d'adsorption et de désorption (ou d'émission) en fonction du régime de ventilation du bureau. Enfin, avec la paroi intégrant la plaque de plâtre active (MA5 + MS123), le flux à la paroi est toujours négatif et quasi-constant en moyenne journalière pendant plus de 6 mois (seuls 2 mois de simulation sont représentés sur la Figure 51), ce qui montre que la saturation chimique du matériau est encore loin d'être atteinte. Dans cette configuration, la présence du matériau adsorbant efface donc complètement et durablement l'émission par le panneau MDF.

Les flux à la surface du plafond sont logiquement plus importants dans la configuration où il y a production continue de formaldéhyde secondaire à l'intérieur du matériau source (Figure 52). Le profil de flux pour le cas « MS5 + MA2 » devient identique à celui du cas de référence dès la deuxième semaine ; il est marqué par des phases d'adsorption pendant la nuit, où la coupure de la ventilation contribue à une forte augmentation des concentrations dans l'air, et des phases de désorption/émission pendant la majeure partie de la journée. Dans le cas où le panneau MDF est revêtu du complexe MA5 + MS123, la situation est la même que celle observée sur la Figure 51 pendant 4 semaines, à savoir que le matériau adsorbant efface complètement les émissions par le panneau MDF : la plaque de plâtre adsorbe continuellement le formaldéhyde par ses deux faces. Après 1 mois, la saturation des agents actifs donne lieu à une augmentation rapide du flux moyen journalier, pour tendre à partir de la septième semaine vers un régime établi analogue à celui observé pour les matériaux standards (MS5 + MS123), et caractérisé par des émissions permanentes de formaldéhyde par le plafond.

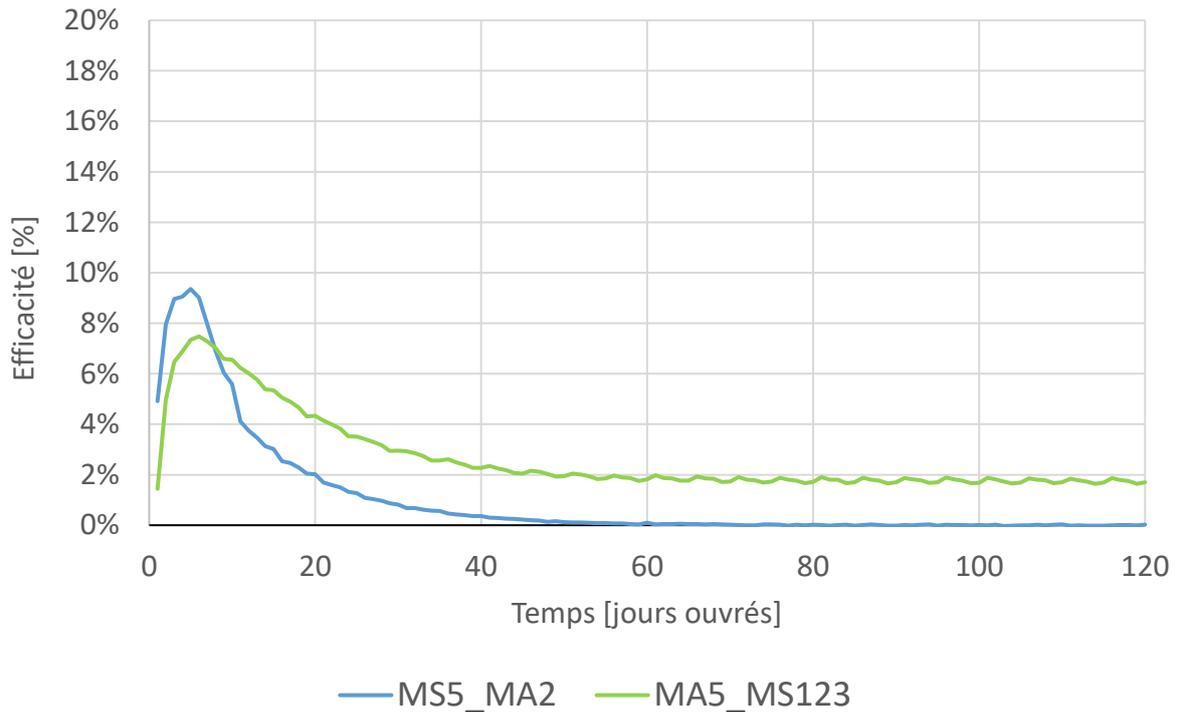


**Figure 51** : Evolution temporelle du flux moyen à l'interface plafond/air pour une émission primaire de formaldéhyde par le panneau MDF

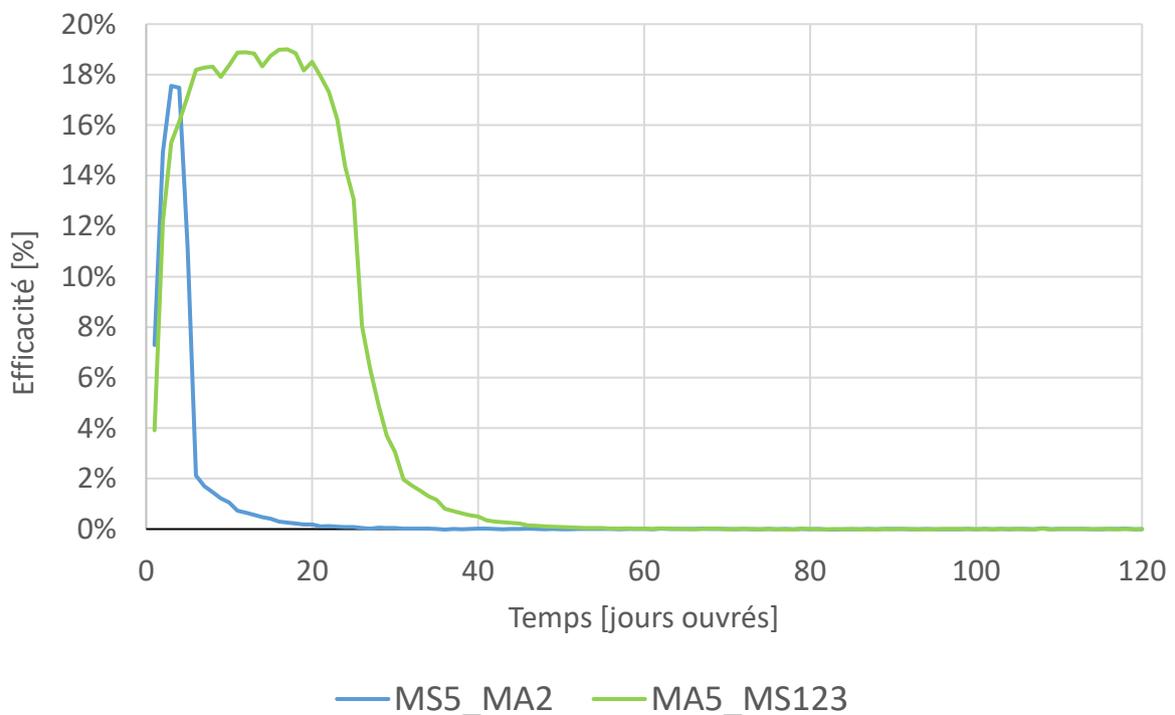


**Figure 52** : Evolution temporelle du flux moyen à l'interface plafond/air avec production de formaldéhyde secondaire dans le panneau MDF

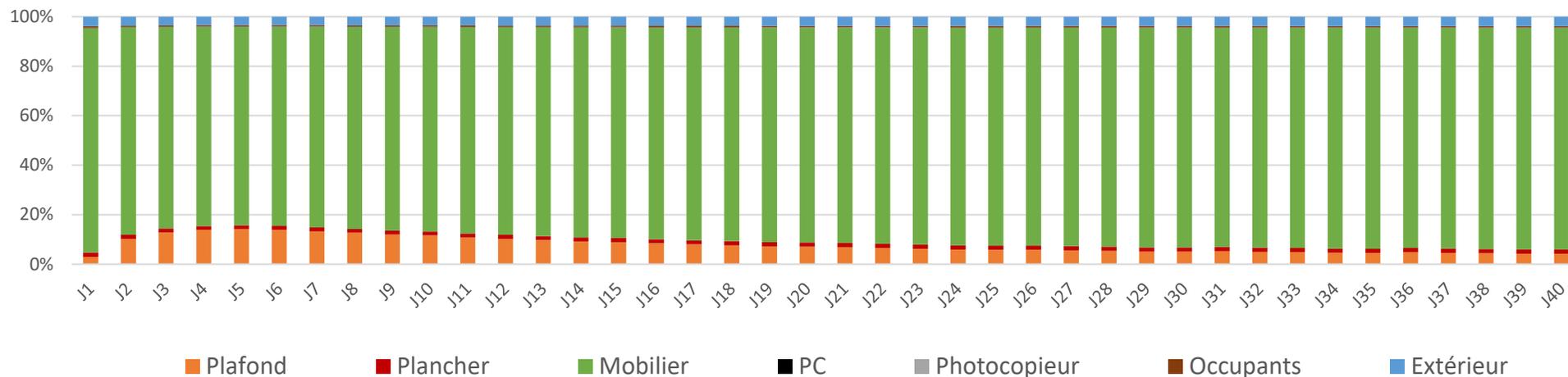
Les résultats présentés Figure 51 et Figure 52 ont été traduits en termes d'efficacité des matériaux adsorbants MA2 et MA5 sur la Figure 53 et la Figure 54. On remarque que les deux matériaux ont des efficacités maximales similaires, qui sont respectivement de l'ordre de 8 % et 18 % pour le cas où le panneau n'émet que du formaldéhyde primaire et le cas où il émet du formaldéhyde secondaire. Si ces efficacités peuvent de prime abord sembler faibles, la raison en est que de par la manière dont elle a été définie, l'efficacité ne reflète pas seulement l'effet du matériau adsorbant vis-à-vis du matériau émissif sur lequel il est appliqué, mais une performance globale vis-à-vis de toutes les sources de formaldéhyde dans le bureau. Si le panneau MDF était l'unique source dans la pièce, l'efficacité des matériaux adsorbants serait de 100 % pendant toute la durée où le flux en surface est négatif, soit pendant plusieurs semaines pour MA5. En d'autres termes, les efficacités calculées sont à mettre en perspective de la part du panneau MDF aux émissions totales, qui est faible. La Figure 55 et la Figure 56 montrent en effet que le plafond représente au maximum 15 % des émissions totales dans le cas d'émissions primaires du panneau MDF, et 30 % dans le cas d'émissions secondaires. Dans la configuration de bureau définie, les émissions de formaldéhyde résultent majoritairement du mobilier (65 à 90 %).



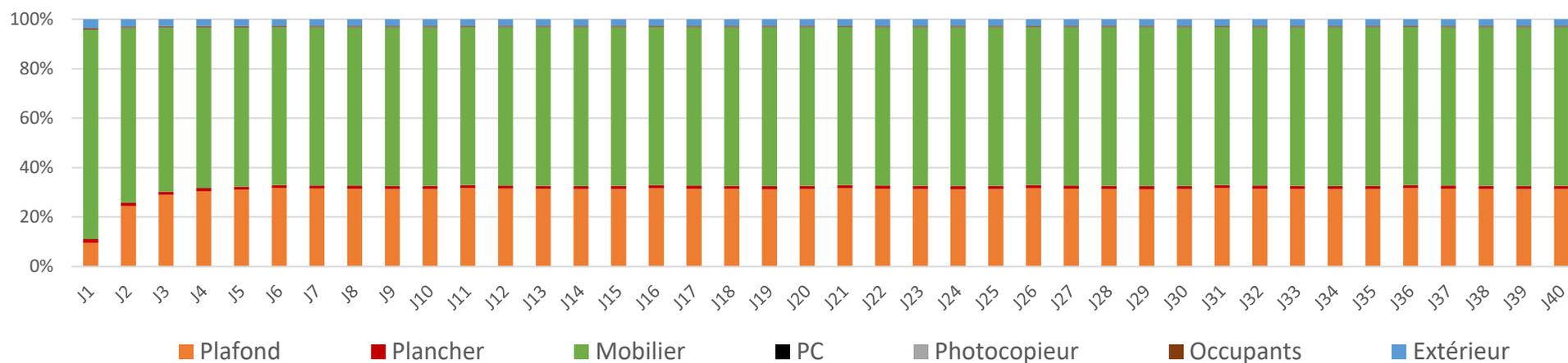
**Figure 53** : Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés en recouvrement du panneau émissif au plafond – cas sans production de formaldéhyde secondaire dans ce panneau



**Figure 54** : Evolution temporelle de l'efficacité des matériaux adsorbants disposés en recouvrement d'un panneau émissif au plafond, avec production de formaldéhyde secondaire



**Figure 55 :** Contributions relatives des différentes sources de formaldéhyde, pendant la période d'occupation du bureau et dans le cas d'émissions primaires par le panneau MDF



**Figure 56 :** Contributions relatives des différentes sources de formaldéhyde, pendant la période d'occupation avec production de formaldéhyde secondaire par le panneau MDF

### 3.2.4. Potentiel des matériaux adsorbants par référence à d'autres stratégies de contrôle de la qualité de l'air

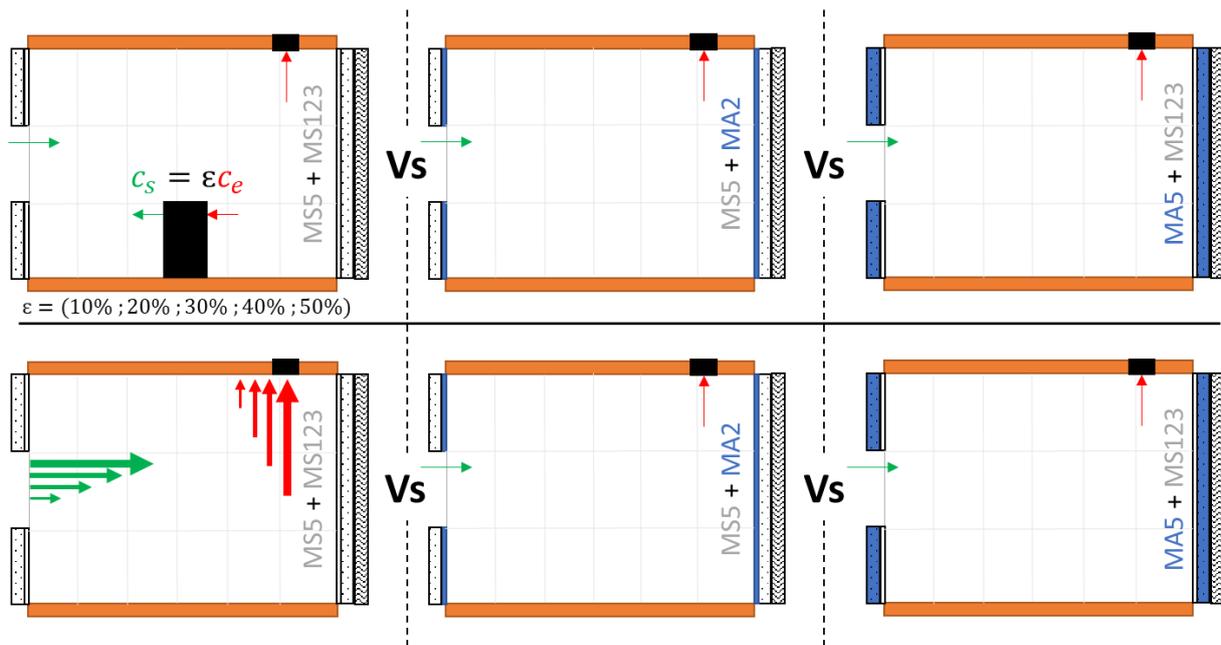
Les matériaux adsorbants constituent une famille de solutions d'amélioration de la qualité de l'air intérieur parmi d'autres, avec une spécificité particulièrement intéressante dans le contexte environnemental actuel qui est d'agir de manière totalement passive, c'est-à-dire sans surconsommation énergétique et émissions additionnelles de CO<sub>2</sub> à prévoir pour le bâtiment. Sans occulter cet aspect d'importance fondamentale, les matériaux adsorbants ont dans ce dernier paragraphe été comparés à deux autres solutions d'amélioration de la qualité de l'air, l'augmentation du renouvellement au-delà des valeurs règlementaires et l'utilisation d'un épurateur d'air autonome, sur la seule base de leur performance en termes d'abattement des concentrations intérieures en formaldéhyde.

Pour effectuer la comparaison, l'abattement des concentrations intérieures en formaldéhyde dans la zone où les occupants respirent, associé à la mise en œuvre des matériaux adsorbants MA2 et MA5, a été mesuré en termes de débit d'air épuré, ou Clean Air Delivery Rate (CADR). Le CADR est l'indicateur le plus pertinent pour comparer les performances d'épuration des épurateurs d'air autonomes. Défini comme le produit du débit d'air traité par l'appareil et de son efficacité d'épuration  $\varepsilon$  (voir équation (1) et (2) dans l'introduction), il s'exprime en m<sup>3</sup> d'air par heure et traduit la capacité d'abattement des concentrations intérieures en polluants en un débit de ventilation additionnel qu'il conviendrait de mettre en œuvre pour obtenir le même niveau de qualité de l'air intérieur (l'air extérieur servant à la ventilation étant supposé totalement dénué de polluant). Ainsi, de manière réciproque, dans le contexte de l'amélioration de la qualité de l'air par une plus forte ventilation, la réduction des concentrations obtenue peut être quantifiée par référence à un épurateur autonome dont le CADR serait, en principe, égal à l'augmentation du débit d'air (voir les nuances propres à l'étude ci-dessous).

La Figure 57 présente les configurations architecturales et opératoires qui ont été simulées pour mettre sur un même plan les trois solutions de réduction de l'exposition au formaldéhyde dans le bureau de référence. Dans les cas de référence correspondant aux solutions « épurateur autonome » et « augmentation du débit de ventilation », les parois verticales sont revêtues de plaques de plâtre standards (MS5) peintes (MS123). L'épurateur autonome traite un débit d'air de 100 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> avec une efficacité  $\varepsilon$  comprise entre 10 % et 50 % (5 valeurs simulées), soit un CADR compris entre 10 et 50 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Il est situé près de la porte à l'opposé des fenêtres. L'air est aspiré par le bas de l'appareil est soufflé vers le haut (cellule de jet). Les effets de l'augmentation du débit de ventilation du bureau, à partir de sa valeur règlementaire (50 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>), ont été simulés dans la même gamme de variation de CADR que l'épurateur autonome, à savoir entre 10 à 50 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>.

Les configurations mettant en jeu les deux matériaux adsorbants qui ont été retenues pour les simulations sont celles qui se sont révélées être les plus efficaces (voir paragraphe 3.2.2), en l'occurrence les matériaux MA2 et MA5 disposés sur les quatre parois verticales, sous forme de plaques de plâtre peintes (MS5 + MA2 et MA5 + MS123).

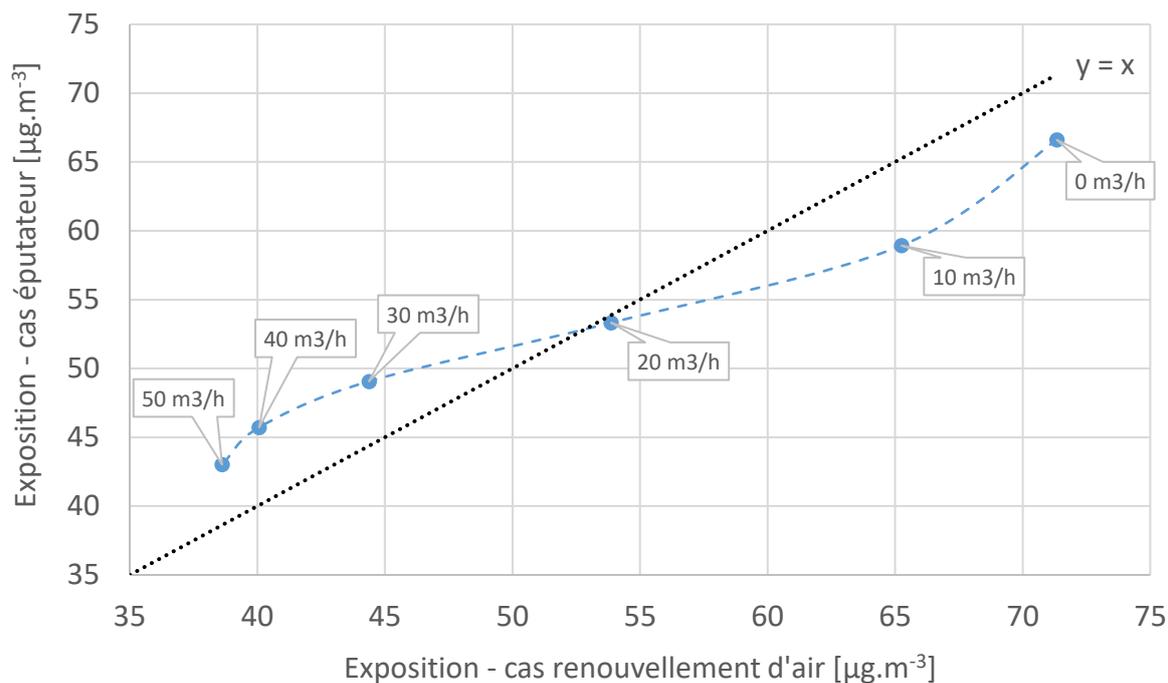
Par ailleurs, toutes les simulations présentées dans ce paragraphe ont été réalisées avec la combinaison d'émissions par les matériaux « Plancher 2 / Plafond 2 ».



**Figure 57 :** Plan de simulations pour la comparaison de l'installation de matériaux adsorbants avec d'autres solutions d'amélioration de la qualité de l'air

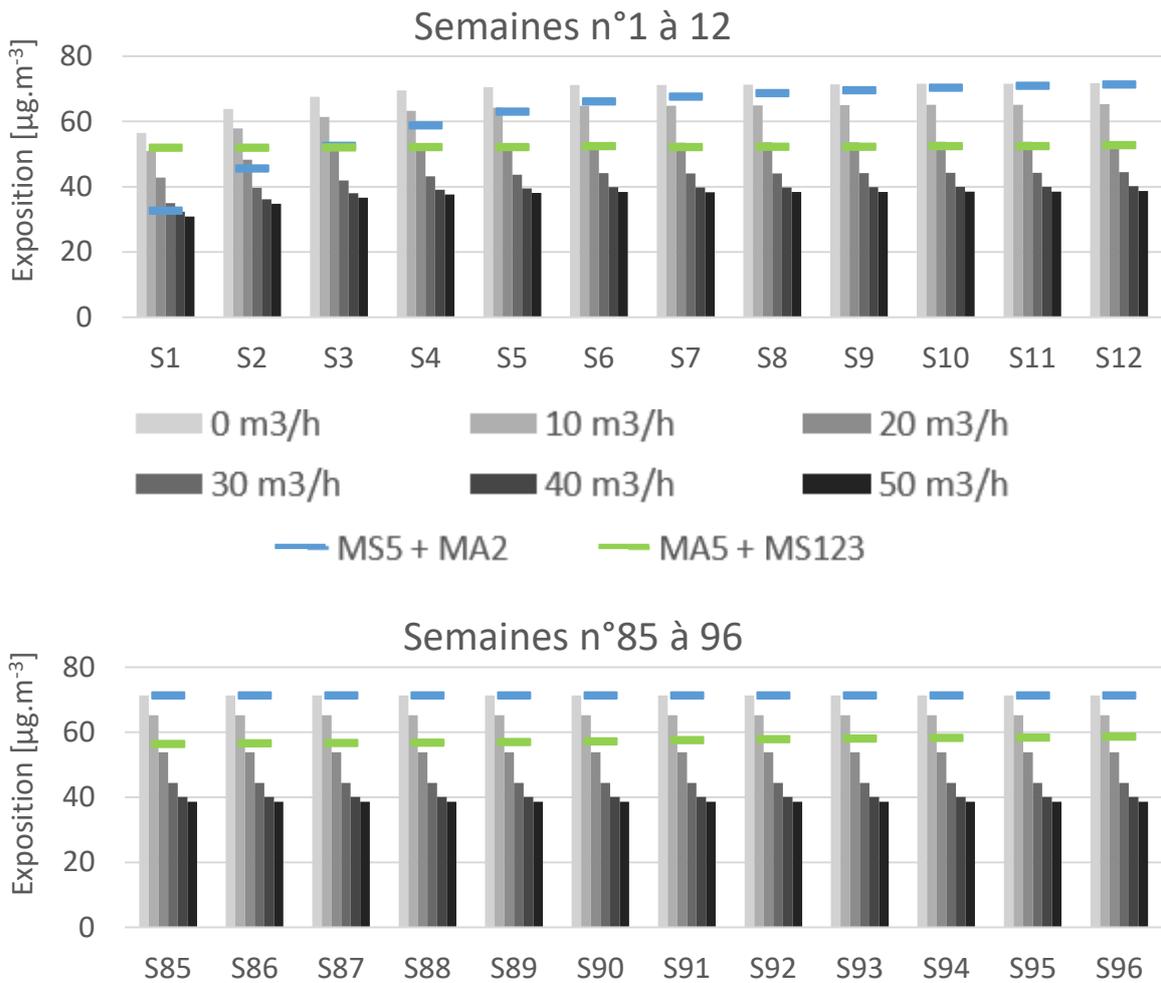
La Figure 59 et la Figure 60 présentent en niveaux de gris les expositions hebdomadaires calculées pour chaque valeur de CADR (ou d'augmentation du débit de ventilation) indiquée en légende, respectivement pour le cas de la hausse du renouvellement d'air et le cas de l'épurateur autonome. Sur les deux graphiques sont également représentées les expositions hebdomadaires correspondant aux deux configurations de parois intégrant les matériaux adsorbants.

Avant de commenter les équivalences de CADR des matériaux adsorbants, il est utile de préciser que les expositions hebdomadaires calculées pour l'augmentation du débit de ventilation et pour l'épurateur autonome, pour un même CADR, ne sont pas systématiquement identiques par le fait que ces expositions sont déterminées dans la seule zone intermédiaire de la pièce où les occupants sont présents (Figure 58). Les écoulements d'air dans le bureau sont différents dans chacun des deux cas, et changent qui plus est avec l'augmentation du débit de ventilation, ce qui conduit à des concentrations sensiblement différentes dans les cellules qui composent la zone de respiration. L'autre facteur qui explique que les écarts d'exposition entre les solutions « épurateur » et « augmentation de la ventilation » ne soient pas identiques est que la ventilation du bureau ne s'effectue pas avec de l'air propre, mais de l'air extérieur contenant  $1,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de formaldéhyde. La Figure 58 montre toutefois que les écarts ne sont en définitive pas très importants (au maximum de  $\pm 10\%$ ), ce qui justifie que les commentaires qui suivent ne spécifient pas si la référence prise est le CADR « ventilation » ou « épurateur ».

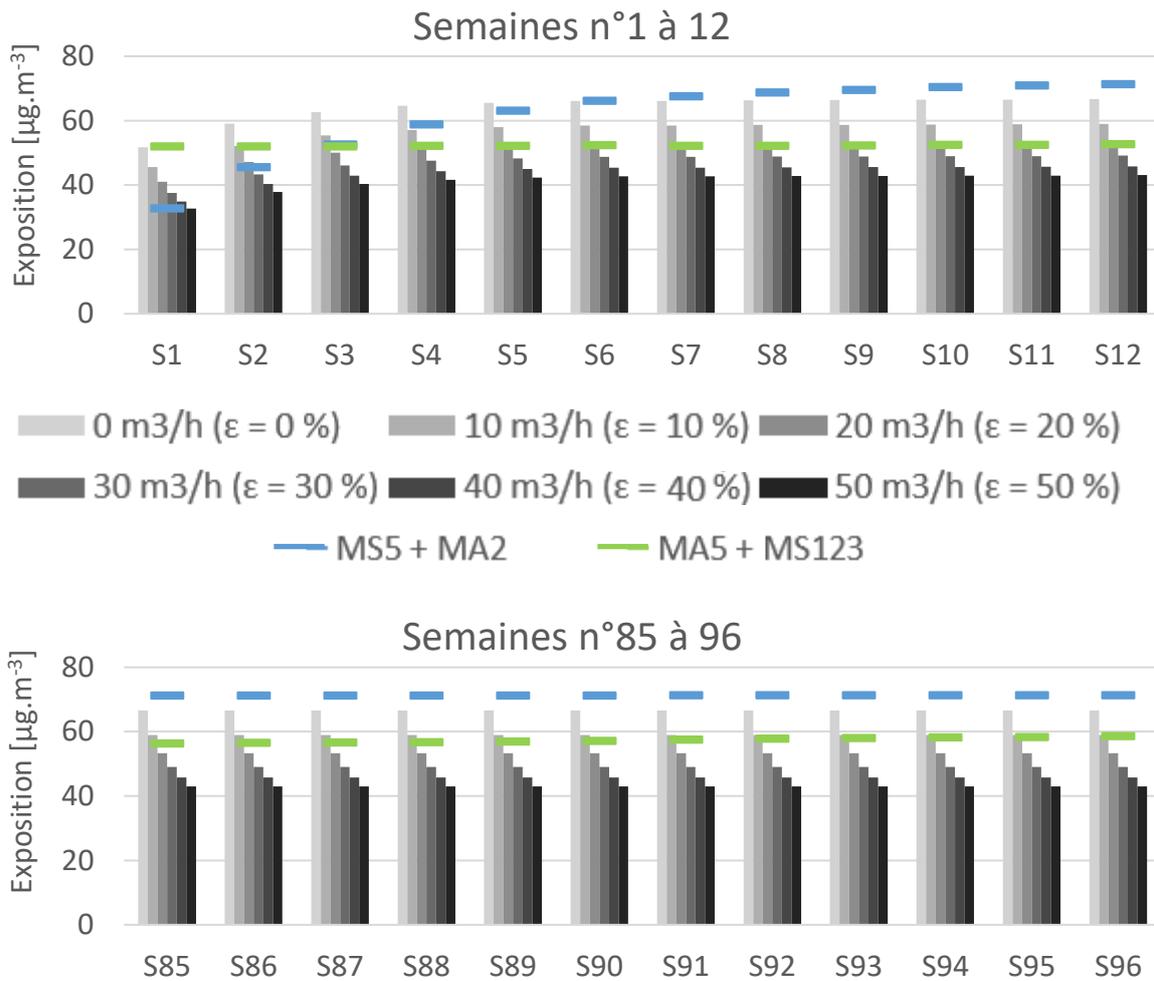


**Figure 58** : Comparaison des expositions hebdomadaires moyennes des cas "épurateur" et "renouvellement d'air" pour les différents CADR simulés

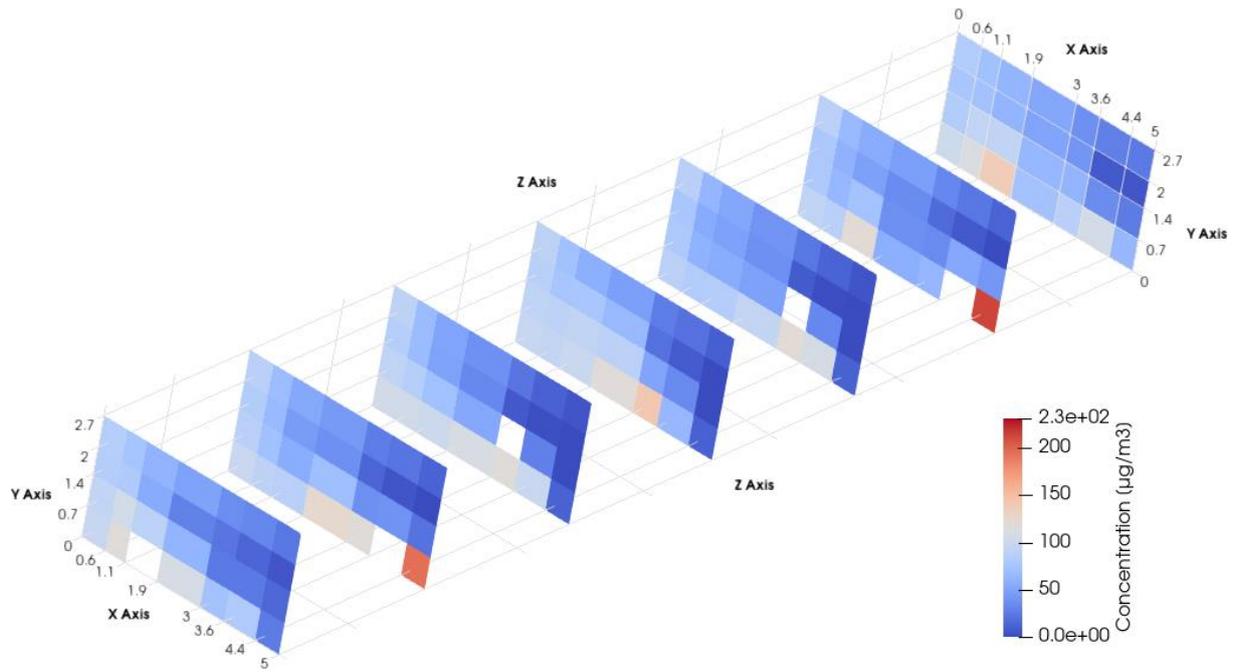
Précisément, la Figure 59 et la Figure 60 montrent des profils temporels de CADR équivalents très différents entre les configurations MA2 + MS5 et MA5 + MS123. La première semaine la peinture adsorbante (MA2) produit un effet d'épuration équivalent à un CADR de 40 à 50  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  contre moins de 10  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  pour la plaque de plâtre adsorbante (MA5). Assez vite la tendance s'inverse puisque la 3<sup>ème</sup> semaine les expositions hebdomadaires calculées indiquent un CADR équivalent compris entre 10 et 20  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  pour les deux configurations et à partir de la 9<sup>ème</sup> semaine le CADR de la paroi « MS5 + MA2 » est nul du fait de la saturation de la peinture (plus d'épuration) tandis que la paroi « MS5 + MA2 » procure toujours une épuration équivalente à un CADR de 20  $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$ .



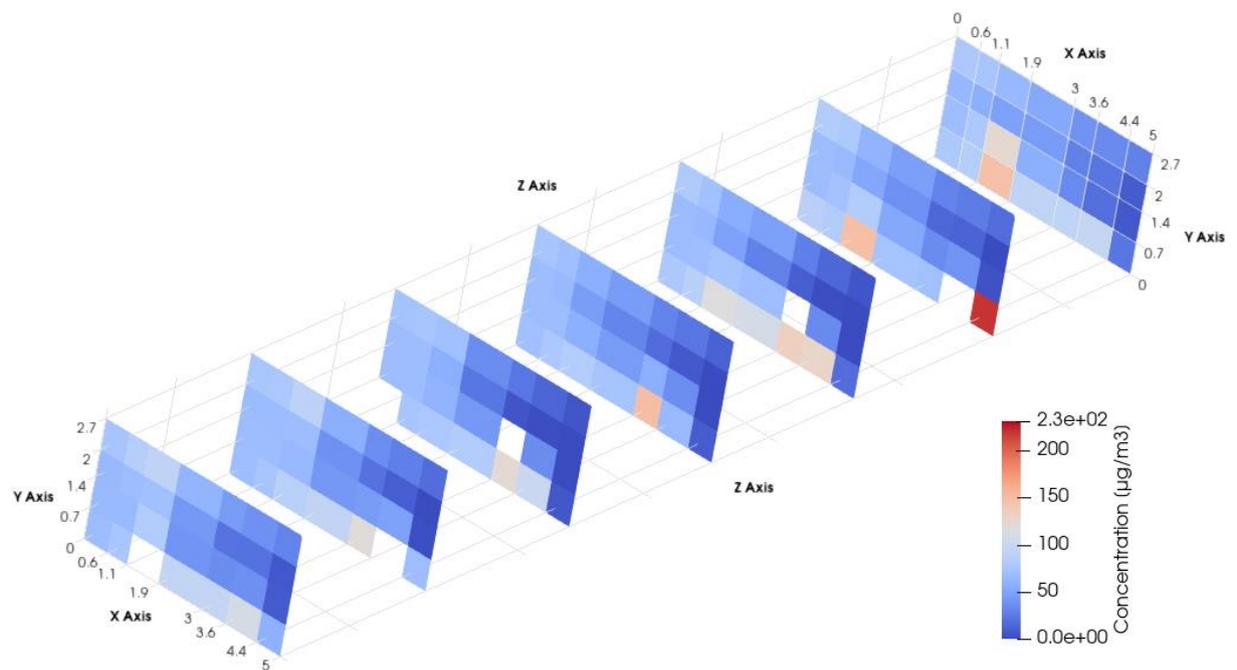
**Figure 59** : Comparaison des concentrations moyennes hebdomadaires dans la zone d'occupation : matériaux adsorbants Vs hausse du renouvellement d'air



**Figure 60** : Comparaison des concentrations moyennes hebdomadaires dans la zone d'occupation : matériaux adsorbants Vs épurateur d'air autonome



**Figure 61 :** Distribution des concentration en formaldéhyde dans l'ambiance le 1<sup>er</sup> jour à 12h00 pour le cas débit de ventilation augmenté de  $10 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$



**Figure 62 :** Distribution des concentration en formaldéhyde dans l'ambiance le 1<sup>er</sup> jour à 12h00 avec un épurateur d'air de  $\text{CADR} = 10 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$

## 4. Conclusion

Pour faciliter l'interprétation des phénomènes, les performances des matériaux adsorbants ont été simulées en distinguant les cas où ils sont disposés sur les parois verticales et au plafond. Ont également été différenciés les cas où le formaldéhyde est intégralement capté dans l'air des cas où l'adsorption se fait pour partie au contact des matériaux supports. La définition des efficacités d'abattement prenant comme référence des situations différentes dans chacun de ces cas, les valeurs calculées ne sont pas nécessairement comparables entre elles. Par ailleurs, la répétition des simulations pour différents niveaux d'émission en formaldéhyde et pour deux systèmes de ventilation différents, montre que les efficacités et les durées d'activité des matériaux sont dans les faits interdépendantes et fortement conditionnées par ces facteurs. L'établissement d'une efficacité (unique) et éventuellement d'une durée d'activité à partir de tests suivant la norme NF ISO 16000-23 correspond donc à une approche partielle et simplifiée qui ne peut prétendre refléter précisément ce que peuvent être les performances des matériaux adsorbants dans un environnement réel.

Ces précautions d'interprétation étant posées, il n'en demeure pas moins que les niveaux des efficacités et des durées d'activité qui ont été calculées livrent des tendances générales relativement nettes sur le potentiel et les limites des matériaux adsorbants.

Le premier constat est que dans les configurations où l'intégralité du formaldéhyde émis par les sources internes transite par l'ambiance avant d'être (partiellement) adsorbé par les matériaux, c'est-à-dire dans des conditions similaires à celles spécifiées par la norme NF ISO 16000-23, l'efficacité initiale d'abattement qui est prédite varie entre 20 et 50 % pour les peintures, et entre 30 et 70 % pour la plaque de plâtre MA5 selon qu'elle soit peinte ou non, quand les matériaux sont disposés sur les quatre parois verticales. Ces valeurs sont globalement en accord avec les efficacités déclarées par les fabricants pour ces produits. Quand les mêmes matériaux sont disposés au plafond, la moindre surface disponible pour l'adsorption mais aussi et surtout, dans les cas simulés, les caractéristiques de l'écoulement d'air dans la pièce, font que les efficacités sont beaucoup plus faibles (moins de 10%).

Le second fait marquant, qui peut difficilement être appréhendé par des mesures suivant la norme, est la chute de l'efficacité dans le temps. Cette chute est rapide et importante pour les peintures, plus lente pour la plaque de plâtre MA5 qui, de par son épaisseur, dispose d'une capacité d'adsorption chimique beaucoup plus importante. Telle que définies dans cette étude, les durées d'activité des peintures sont ainsi de l'ordre de quelques semaines au maximum, soit très inférieures aux durées de 7 à 15 ans typiquement déclarées par les fabricants. Elles peuvent en revanche atteindre plusieurs années pour la plaque de plâtre.

La capacité d'adsorption chimique des matériaux détermine également l'aptitude des matériaux adsorbants à réduire les émissions de leurs matériaux supports, en situation courante ou dans le contexte d'une émission anormalement élevée nécessitant une intervention technique. Les conclusions qui ressortent de ces études de cas sont que même les peintures, qui disposent d'une capacité d'adsorption chimique que l'on peut qualifier de faible à modérée, peuvent contribuer à diminuer de manière très sensible l'exposition au formaldéhyde des occupants pendant les jours voire les semaines qui suivent la réception de travaux. En revanche, si les émissions par les parois sont importantes et durables, la plaque de plâtre MA5, qui dispose de la capacité d'adsorption chimique la plus grande, ne peut effacer les émissions pendant plus de 6 semaines. Le recouvrement des parois émissives par l'un des trois matériaux adsorbants étudiés ne peut donc être envisagé comme une solution de remédiation pérenne.

# *Chapitre 3 :*

## *Traceurs de qualité sanitaire de l'air dans les bâtiments de bureaux*

En dépit des efforts déployés et des nombreuses connaissances acquises au cours des dernières décennies, il n'existe pas à ce jour de définition précise de ce qu'est la qualité de l'air intérieur, et par voie de fait d'indicateurs consensuels pour la qualifier de manière globale et objective. Les raisons à cela sont doubles. La première est que la qualité de l'air peut être abordée sous deux angles : les risques pour la santé et le confort olfactif des occupants (qualité de l'air perçue). L'expérience montre que les deux composantes ne sont pas nécessairement corrélées et qu'il convient donc de les considérer comme des composantes distinctes de la qualité des environnements intérieurs, au même titre que le confort thermique, le confort lumineux et le confort acoustique. La seconde raison tient à la multiplicité et à la diversité des polluants que l'on peut rencontrer dans les bâtiments, qui confère nécessairement un caractère multicritère à l'évaluation des risques. Comme l'illustrent les mesures réalisées sur les matériaux adsorbants, les systèmes de traitement d'air et de manière plus large les études numériques ou expérimentales traitant de la qualité de l'air intérieur se focalisent très souvent sur quelques traceurs de pollution bien connus et pour lesquels il existe des valeurs guides. Cette démarche n'est pas forcément inadaptée mais peut s'avérer réductrice dans la mesure où les évolutions techniques et réglementaires tendent constamment à faire évoluer les caractéristiques de la pollution de l'air intérieur. Le règlement européen REACH, les arrêtés du 30 avril et du 28 mai 2009 interdisant la présence de substances classées CMR1 ou CMR2 dans les matériaux de construction, ou le décret du 23 mars 2011 instaurant l'étiquetage obligatoire des caractéristiques d'émission des matériaux, sont par exemple en France autant de mesures fortes qui ont contribué à réduire l'exposition des occupants à certaines substances, et en particulier le formaldéhyde. Cependant, dans le même temps, d'autres substances utilisées comme substituts aux substances interdites ou rentrant dans la formulation de nouveaux produits, sont susceptibles d'avoir fait leur apparition dans l'air intérieur, ou d'y être présentes à des concentrations qui posent question. Ce dernier chapitre se propose ainsi de prolonger l'étude sur les moyens d'amélioration de la qualité de l'air dans les immeubles de bureaux par une contribution à la définition des traceurs de qualité sanitaire de l'air les plus pertinents dans ces environnements. Cette contribution s'exprime à travers une tentative de hiérarchisation des polluants dans les bâtiments de bureaux, par une méthodologie spécifique originale.

La hiérarchisation des polluants de l'air intérieur a pour objet de définir les agents chimiques, physiques ou biologiques qui présentent un caractère prioritaire en termes d'étude ou de gestion des bâtiments du fait du risque sanitaire potentiel qu'ils représentent. D'une manière générale, les méthodes de hiérarchisation consistent donc à croiser les expositions mesurées avec les données sanitaires des polluants.

La pollution à l'intérieur des bâtiments dépend de la pollution de l'air extérieur, mais aussi et surtout de la nature des sources intérieures (matériaux, équipements, activités) et du mode de gestion climatique (ventilation, traitement de l'air), pour lesquels la typologie est différente suivant l'usage des bâtiments. La hiérarchisation des polluants nécessite donc une approche segmentée par type de bâtiment, ciblée en l'occurrence sur les bureaux dans notre cas. Elle doit être établie sur la base d'un jeu de données d'expositions aussi représentatives que possible de la variabilité des configurations géographiques, constructives et opératoires qui peuvent être rencontrées. Il est également important de prendre en compte l'ancienneté des données dans la mesure où, comme il est souligné ci-dessus, la pollution de l'air intérieur évolue dans le temps, tant en nature qu'en concentrations.

Dans ce contexte, ce chapitre propose dans un premier temps une synthèse bibliographique des études qui ont cherché à caractériser la qualité de l'air dans des espaces de bureaux, des connaissances actuelles sur les effets sanitaires des polluants et des précédentes tentatives de hiérarchisation des polluants dans les environnements intérieurs. La deuxième partie du chapitre décrit les hypothèses et les données qui ont été retenues pour définir et mettre en œuvre une méthode propre à notre étude. L'analyse a dans un premier temps été conduite sur la base des seules données de concentrations publiées dans la littérature ; les résultats sont présentés dans le paragraphe 3. L'étude POEME, qui s'est traduite par la mesure de plus de 120 substances dans 30 immeubles de bureaux de Nouvelle-Aquitaine, a ensuite permis de compléter les données et d'étendre ou de conforter les conclusions ; elle est présentée dans le paragraphe 4.

## 1. Revue bibliographique

### 1.1. Polluants et concentrations dans l'air des bâtiments de bureaux

Comparativement aux logements pour lesquels la littérature scientifique fait état de nombreuses mesures depuis près de 40 ans, la qualité de l'air dans les bâtiments de bureaux apparaît beaucoup moins documentée. Du fait de la confluence d'intérêts en termes de gestion – la pollution de l'air dans les espaces de bureaux relevant à la fois de la santé publique et de la médecine du travail – mais aussi sans doute de par les caractéristiques de la population concernée (adultes en activité, donc individus a priori moins vulnérables que dans d'autres types de bâtiments), les premières campagnes de mesure d'ampleur n'ont débuté qu'à la fin des années 1990, avec notamment l'étude BASE (Building Assessment Survey and Evaluation Study) aux Etats-Unis. Cette étude initiée et financée par l'Agence de l'environnement américaine (USEPA) a vu la réalisation de mesures de concentrations en monoxyde de carbone, formaldéhyde, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, bactéries, champignons, CO<sub>2</sub> et COV totaux dans 100 immeubles de bureaux répartis sur l'ensemble du territoire américain (Burton, Girman et Womble, 2000 ; Girman *et al.*, 1999 ; Ligman *et al.*, 1999 ; Macher *et al.*, 2002 ; Tsai, Macher et Hung, 2002 ; Womble *et al.*, 1995). Le croisement des concentrations mesurées avec les réponses à des questionnaires de santé distribués aux occupants des bâtiments enquêtés a par ailleurs permis de développer l'indice IAPI (pour Indoor Air Pollution Index), qui reste à ce jour le seul indice de qualité de l'air intérieur multi-polluant ayant fait l'objet d'une validation sanitaire (Sofuoglu et Moschandreas, 2003). Sofuoglu et Moschandreas ont en l'occurrence démontré que l'indice IAPI permettait d'expliquer 67 % de la variabilité des symptômes ressentis par les occupants des bâtiments enquêtés.

L'intérêt pour la qualification de la qualité de l'air dans les espaces de bureaux est toutefois grandissant, comme en témoignent les études européennes OFFICAIR et AIRMEX, ou la réalisation en France d'une campagne nationale « Bureaux » par l'Observatoire de la qualité de l'Air Intérieur (OQAI).

- OFFICAIR est un projet de recherche sur la santé et le bien-être dans les bâtiments de bureaux qui a été financé par l'Union Européenne dans le cadre de son 7<sup>ième</sup> programme cadre (OQAI, 2014 ; Mandin *et al.*, 2017). Achievé en 2014, il a concerné 167 immeubles de bureaux répartis dans 8 pays européens (Espagne, Finlande, France, Grèce, Hongrie, Italie, Pays-Bas et Portugal) à travers des mesures de qualité de l'air et de confort thermique, acoustique et visuel. Trois phases d'enquête de terrain ont été menées pour le volet qualité de l'air : un audit des immeubles à partir de questionnaires renseignés par les propriétaires ou gestionnaires, des mesures approfondies de la qualité de l'air à deux périodes de l'année, et dans certains cas une étude d'intervention (voir ci-après). Les mesures de qualité de l'air n'ont été réalisées que dans 37 immeubles : les concentrations de 7 aldéhydes, de 12 composés organiques volatils (COV), du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), de l'ozone (O<sub>3</sub>) et des PM<sub>2.5</sub> ont été mesurées pendant une semaine en été (2012), puis une semaine en hiver (2012-2013).
- Conduit entre 2003 et 2008, AIRMEX est un projet de recherche mené par le centre de recherche européen JRC qui a également été financé par l'Union Européenne (Geiss *et al.*, 2011 ; Kotzias *et al.*, 2009). Dans le cadre de ce projet, des campagnes de mesure de la qualité de l'air ont été menées dans plusieurs villes européennes afin d'estimer les ratios de concentrations intérieur/extérieur et l'exposition personnelle à une liste de substances composée de 23 COV, dont quelques aldéhydes. Les campagnes de mesures ont eu lieu dans des environnements aux usages différents incluant 182 environnements de travail (bureaux, écoles et crèches) dans des bâtiments publics et 103 logements privés.
- La campagne nationale « bureaux » de l'OQAI (2013-2017) visait à dresser un état du parc des immeubles de bureaux français en termes de caractéristiques techniques, de qualité de l'air intérieur, de confort et de santé par la mesure où le renseignement de ces paramètres dans 300 immeubles de bureaux de plus de 50 personnes, tirés au sort (Mandin *et al.*, 2015 ; Mandin *et al.*, 2018). L'objectif a finalement dû être révisé en raison de la difficulté à obtenir l'accord des propriétaires ou gestionnaires des bâtiments tirés au sort. Seuls 130 bâtiments ont pu être enquêtés, incluant un tiers de contributions volontaires. Les données collectées incluent les concentrations en COV, aldéhydes, particules ultrafines et CO<sub>2</sub>, mesurées par échantillonnage actif dans 5 bureaux de chaque immeuble, ainsi que les températures et humidités intérieures relevées dans chacun de ces espaces.

Outre ces études de grande ampleur, plusieurs études réalisées dans des périmètres géographiques plus limités et/ou sur des échantillons de bâtiments plus restreints fournissent également des données intéressantes. Ces contributions à la caractérisation de l'état de la pollution dans les espaces de bureaux ont été identifiées par requêtes via les moteurs de recherche bibliographique ScienceDirect<sup>4</sup> et Scopus<sup>5</sup> en utilisant les mots clés suivants et différentes combinaisons de ceux-ci : « VOC », « SVOC », « office », « concentration », « measurements », « indoor air », « sick building syndrome », « PAH », « phthalates », « flame retardants », « organophosphates », « PM<sub>2.5</sub> », « PM<sub>10</sub> », « particulate matter », « inorganic pollutants », « ozone », « elements ».

Les particules en suspension dans l'air sont un marqueur traditionnel de la qualité de l'air intérieur et leurs concentrations massiques ou en nombre sont fréquemment mesurées pour différentes fractions granulométriques. De par leur propension à pénétrer profondément à l'intérieur de l'organisme, voire même à l'intérieur des cellules, et compte tenu des effets sanitaires qui sont suspectés, les particules submicroniques (PM<sub>1</sub>) et ultra fines (PUF ou nanoparticules, PM<sub>0.1</sub>) font l'objet d'une attention particulière et croissante. Peu de données récentes de concentrations en particules dans les bâtiments de bureaux existent. Massey et al.

---

<sup>4</sup> [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)

<sup>5</sup> [www.scopus.com](http://www.scopus.com)

(2016) ont mesuré les concentrations en PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1</sub>, PM<sub>0.5</sub>, PM<sub>0.25</sub> et PM<sub>0.1</sub> dans 2 immeubles de bureaux en Inde. Tang *et al.* (2012) ont évalué l'exposition de travailleurs de bureaux aux particules fines et ultrafines émises par les imprimantes lasers et photocopieurs en conditions réelles. Pour cela des mesures ont été effectuées avant, pendant et après la mise en fonctionnement d'appareils d'impression laser dans 63 bureaux de 9 immeubles de bureaux répartis sur le territoire allemand.

Pour évaluer plus finement les risques sanitaires associés à l'exposition aux particules dans l'air intérieur, on relève par ailleurs de plus en plus d'études dans le cadre desquelles une analyse de la composition chimique des différentes fractions granulométriques complète les mesures de concentration. Pour les bâtiments de bureaux, une analyse élémentaire est ainsi proposée dans plusieurs études (Gemenetzis *et al.*, 2006 ; Habil, Massey et Taneja, 2016 ; Horemans et Van Grieken, 2010 ; Massey, Habil et Taneja, 2016 ; Othman, Latif et Mohamed, 2016).

L'autre problématique environnementale émergente en matière de qualité de l'air intérieur est celle des Composés Organiques Semi Volatils (COSV). La norme ISO 16000-6:2011 définit les COSV comme étant des molécules carbonées dont le point d'ébullition se situe entre 240°C à 260°C et 380°C à 400°C. Cette définition fait référence à la classification adoptée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 1989. Ces substances peuvent simultanément être présentes dans les 3 compartiments de l'environnement intérieur que sont la phase gazeuse, les particules en suspension et les particules déposées. Beaucoup de substances chimiques entrent dans la famille des COSV, parmi lesquelles des pesticides, des phtalates, des polybromodiphényléthers (PBDE), des polychlorobiphényles (PCB) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les données de concentrations intérieures dans les immeubles de bureaux proviennent à la fois d'études au cours desquelles de nombreuses substances ont été recherchées dans les différents compartiments de l'air intérieur, et éventuellement dans d'autres types de bâtiments, et d'études focalisées à l'inverse sur une famille chimique particulière.

Laborie *et al.* (2016) ont ainsi validé un nouveau protocole expérimental pour la détermination des concentrations de 62 COSV reconnus comme étant des perturbateurs endocriniens. Des mesures ont été réalisées dans les phases gazeuse et particulaire de l'air dans une maison, un appartement, une crèche et un bureau. De manière similaire, Moreau-Guigon *et al.* (2016) ont mesuré les concentrations de 58 substances dans l'air et dans la phase particulaire d'un appartement, d'une crèche et d'un bâtiment de bureaux.

Concernant les mesures ciblées sur une famille de COSV particulière, les contributions suivantes ont été relevées :

- Les HAP sont émis dans les ambiances intérieures par les combustions du type tabagisme, encens, échappement des voitures. Ils font l'objet d'une attention particulière depuis de nombreuses années du fait de leur forte toxicité. Le caractère mutagène et/ou cancérigène de plusieurs substances est également avéré. Dans le cadre du projet MATCH (Measurement and Modelling of Air Toxic Concentrations for Health Effect Studies) (Delgado-Saborit, Stark et Harrison, 2011) ont cherché à caractériser l'exposition personnelle à 15 HAP de 100 personnes, non-fumeurs pour la majorité d'entre elles, travaillant dans des bâtiments de bureaux. En plus des mesures d'exposition personnelle, les concentrations des 15 HAP cibles ont été mesurées dans la phase particulaire de 81 logements, 30 bureaux, 11 bars, 7 restaurants, 2 librairies et 2 musées.
- Les phtalates entrent dans la composition de nombreux produits de consommation et matériaux plastiques utilisés dans les bâtiments. Plusieurs phtalates ont été classés dans la catégorie des substances avérées toxiques pour la reproduction humaine ; certains sont reconnus comme étant des perturbateurs endocriniens. Plusieurs études ont permis d'évaluer les concentrations de ces substances dans la phase gazeuse, la phase particulaire en suspension dans l'air, et la phase

particulière déposée dans différents environnements de travail, dont des bâtiments de bureaux (Bergh *et al.*, 2011 ; Song *et al.*, 2015).

- Les retardateurs de flamme sont une classe d'additifs utilisés pour minimiser les risques d'incendie des produits polymériques. Ces composés peuvent être de nature minérale ou organique. Les retardateurs de flamme organiques appartiennent à la famille des organohalogénés (PCB, PBB, PBDE, HBCD, TBBPA, ...) ou plus récemment des organophosphorés (TPP, RDP, BADP, TCP, DMMP, ...). Les premiers retardateurs de flamme à avoir été utilisés massivement étaient les PCB. Quand il a été découvert qu'ils étaient fortement toxiques, ils ont été interdits dans de nombreux pays et remplacés par des composés bromés. Nombre de ces composés bromés tels que les PBDE sont fortement suspectés d'avoir des effets cancérigènes sur l'Homme ou d'être des perturbateurs endocriniens. Il existe moins d'informations sur les effets des retardateurs de flamme organophosphorés sur la santé mais certaines études alertent par exemple sur un potentiel effet toxique pour la reproduction du TPP (Meeker et Stapleton, 2009) ou le développement d'allergies ou d'asthme pour d'autres substances (Araki *et al.*, 2014). Les concentrations de plusieurs organophosphates utilisés comme retardateurs de flamme ou agents plastifiants ont été mesurées dans des environnements de bureaux (Bergh *et al.*, 2011 ; Faiz *et al.*, 2016 ; Yang *et al.*, 2014).
- Les biocides ont de nombreux usages dans les bâtiments. On les retrouve dans les insecticides en aérosol ou en diffuseur électrique, les produits antibactériens ou anti-moisissures, les traitements antiparasitaires des matériaux de construction ou d'isolation. Ils peuvent également provenir du milieu extérieur. Les pesticides organiques sont principalement regroupés en deux grandes familles chimiques : les organochlorés (DDT, lindane, endosulfan, aldrin, ...) et les organophosphorés (parathion, malathion, diaznon, ...). Plusieurs études montrent un lien avéré entre l'exposition aux pesticides et le développement de cancer ou de leucémie chez l'enfant tandis que d'autres suggèrent qu'ils pourraient également être impliqués dans le développement de l'asthme et de la maladie de Parkinson (Kim, Kabir et Jahan, 2017).

L'exposition des occupants d'un bâtiment, ou d'une population fréquentant un même type de bâtiments, est le plus souvent évaluée sur la base de mesures ponctuelles, réalisées sur une période courte et unique. Le changement de conditions climatiques entre la période estivale et la période hivernale a pourtant des effets qui peuvent influencer sur le niveau des concentrations en polluants dans l'air intérieur. En période chaude, la hausse des températures et le rayonnement solaire plus intense sur les parois peuvent contribuer à accentuer l'émission de COV ou de COSV par les matériaux de construction et de décoration. L'augmentation des concentrations peut toutefois être pondérée ou contrebalancée par de plus longues périodes d'ouverture des fenêtres (quand celle-ci est possible), induisant une plus forte dilution des substances par le renouvellement d'air. A l'inverse, le renforcement de l'aération peut se manifester par une augmentation des concentrations des polluants d'origine extérieure, en particulier des particules en suspension. En période froide, les appareils de chauffage peuvent émettre des polluants dans l'air intérieur, augmentant de facto leurs concentrations. Dans ce contexte, plusieurs études ont cherché à appréhender les variations saisonnières de la QAI dans les bâtiments de bureaux, en répétant pour cela les mesures à différentes périodes de l'année (Moreau-Guigon *et al.*, 2016 ; Pekey et Arslanbaş, 2008 ; Sakai *et al.*, 2009).

Des mesures de concentrations intérieures dans les bureaux peuvent être réalisées dans le cadre d'une suspicion de concentration(s) élevée(s) de polluant(s) dans un bâtiment, suite à des plaintes pour inconfort olfactif (Air Lorraine, 2012a; ASPA, 2010, 2009) ou au constat de symptômes sanitaires persistants chez ses occupants tels que des maux de tête, des irritations oculaires ou des réactions allergiques (Air Breizh, 2010, 2009; Air Normand, 2016a; ASPA, 2010; Atmo Nord - Pas de Calais, 2007a; Atmos'air Bourgogne, 2011). En France, les campagnes de mesures de ce type sont notamment conduites par les Associations agréées de

surveillance de la qualité de l'air (AASQA) et donnent lieu à des rapports d'étude où sont détaillées les concentrations mesurées pour chacune des substances recherchées. Ces AASQA interviennent aussi dans le cas de programmes de surveillance de la qualité de l'air dans des environnements ayant subi des travaux de rénovation récents sans pour autant qu'ils aient été sujets à des plaintes (Air Normand, 2016b ; Atmo Franche-Comté, 2016 ; Atmo Nord - Pas de Calais, 2007b ; Atmo Nord - Pas de Calais, 2007c ; Atmo Poitou-Charentes, 2009).

Sont également considérées ici les études dites d'intervention où des mesures de concentrations ont été répétées pour mettre en évidence l'impact d'une modification comportementale des usagers, ou les effets de la mise en place d'une solution technique pour améliorer la qualité de l'air intérieur. Une étude d'intervention portant sur les produits de nettoyage a par exemple été réalisée dans 5 immeubles de bureaux dans le cadre du projet OFFICAIR : dans ces bâtiments, les concentrations de plusieurs substances issues de réactions chimiques entre des terpènes contenus dans les agents de nettoyage et l'ozone ont été mesurées avant et après le remplacement d'un produit classique de nettoyage des sols par un produit peu émissif (Nørgaard *et al.*, 2014). Dans un registre différent, une autre étude (Araji, Ray et Leung, 2017) a permis de caractériser l'impact du remplacement d'un filtre à particules mécanique en fibre de verre par un filtre électrostatique, en comparant pour cela les concentrations en PM<sub>2.5</sub> mesurées dans un bureau avant et après la modification technique.

Pour terminer cette revue des concentrations intérieures disponibles pour les bâtiments de bureaux, il convient de faire référence aux nombreuses études dont l'objectif n'était pas uniquement de renseigner des concentrations à l'échelle globale (populations entières) ou locale (occupants d'un bâtiment particulier), mais de caractériser leurs déterminants, en vue de la recherche de solutions d'amélioration. Entrent en particulier dans ce champ toutes les études où les mesures de concentrations à l'intérieur des bâtiments ont été complétées par des mesures dans l'environnement extérieur proche (Akal *et al.*, 2015 ; Araji, Ray et Leung, 2017 ; Guo *et al.*, 2003 ; Jia *et al.*, 2010 ; Lee *et al.*, 2002 ; Moreau-Guigon *et al.*, 2016 ; Nørgaard *et al.*, 2014 ; Ongwande *et al.*, 2011 ; Ongwande *et al.*, 2009 ; Othman, Latif et Mohamed, 2016 ; Pekey et Arslanbaş, 2008 ; Sakai *et al.*, 2009). Les ratios de concentrations intérieur/extérieur calculés pour chaque substance recherchée renseignent sur les contributions respectives des transferts extérieur/intérieur par la ventilation (y compris les infiltrations d'air) et des émissions internes, à l'exposition des occupants.

## 1.2. Effets sur la santé et évaluation des risques

Les effets sur la santé de la pollution de l'air intérieur peuvent être de nature très différente suivant les polluants auxquels sont exposés les occupants : toxicité systémique, cancérogénicité, mutagénicité, perturbation du système endocrinien. Ces effets délétères se manifestent en outre sur des échelles de temps potentiellement très différentes. L'exposition à une substance toxique peut ainsi donner lieu à un trouble sanitaire quasi-immédiat, mais le plus souvent réversible, alors que le développement d'un cancer résulte le plus souvent d'une exposition prolongée. Enfin, le cas des perturbateurs endocriniens est le plus critique à ce niveau puisque les effets néfastes peuvent résulter d'une exposition prénatale, apparaître longtemps après que l'exposition ait cessé, et même être transmis a posteriori aux futures générations en modifiant l'expression des gènes, entraînant des pathologies sur plusieurs générations (Duval et Simonot, 2010 ; Kortenkamp *et al.*, 2011).

Les méthodes d'évaluation des risques liés à l'exposition aux polluants reposent actuellement sur le paradigme formulé au 16<sup>ième</sup> siècle par Paracelse « c'est la dose qui fait le poison ». Ce paradigme exprime que la sévérité des effets délétères à attendre, ou leur fréquence d'occurrence, est corrélée à la quantité de polluant absorbée par l'organisme (dose), et donc au niveau d'exposition des sujets considérés. La caractérisation du

risque est cependant différente selon que l'effet associé à l'exposition aux substances est un effet à seuil ou sans seuil.

### 1.2.1. Caractérisation du risque pour les effets à seuil

Dans le cas de substances toxiques, et beaucoup plus rarement dans le cas de substances cancérogènes, l'effet sanitaire à attendre est à seuil : il n'apparaît qu'au-delà d'une certaine dose d'exposition, avec donc une sévérité et/ou une fréquence d'occurrence qui augmente avec l'exposition. L'approche de l'évaluation des risques est donc de type déterministe : elle consiste à définir la valeur du seuil de toxicité pour chacune des substances, communément appelée Valeur Toxicologique de Référence (VTR).

Les VTR peuvent être déterminées à partir d'études épidémiologiques, mais elles résultent le plus souvent d'études toxicologiques chez l'animal. Dans ce dernier cas, la méthode consiste à définir une dose critique à partir de la relation dose/réponse, puis à appliquer un facteur de sécurité ( $FS > 1$ ) pour sa transposition à l'homme :

$$VTR = \frac{\text{Dose Critique}}{FS} \quad (41)$$

La dose critique correspond typiquement à une des trois grandeurs suivantes :

- La LOAEL, pour Lowest Observed Adverse Effect Level, qui correspond à la dose minimale à partir de laquelle un effet néfaste est observé ;
- La NOAEL, pour No Observed Adverse Effect Level, est définie comme la dose maximale sans effet néfaste observé et est déterminée à partir de la LOAEL ;
- Ou la BMDL (Benchmark Dose Limit), définie comme la dose produisant un effet critique avec une augmentation de la fréquence ou de la sévérité particulière des effets conventionnellement fixée à 1, 5 ou 10 % (Crump, 1984).

Le mode de calcul de chacun de ces indicateurs fait appel à des considérations méthodologiques propres au domaine de la toxicologie qui ne sont pas détaillées ici.

Le facteur de sécurité FS intègre plusieurs paramètres tels que la nature de la dose critique utilisée (LOAEL, NOAEL ou BMDL), la variabilité inter-espèces (ajustement allométrique animal/homme) ou la variabilité inter-individus, mais aussi un jugement d'experts qui rend compte du niveau de confiance découlant des données et prend parfois en compte le type de population auquel s'adresse la VTR. Cette situation explique, en plus de la diversité des données toxicologiques sources exploitées, la variabilité des VTR qui peuvent être promulguées par différents organismes pour une même substance, et justifie par la même occasion les différentes appellations qui peuvent être utilisées pour désigner les VTR.

Finalement, la même substance peut donc disposer de plusieurs VTR spécifiques d'un effet donné (cancérogène, non-cancérogène), d'une durée d'exposition (aiguë, subchronique ou chronique) et d'une voie d'exposition (inhalation, ingestion). Sans aborder les aspects ayant trait au caractère multimédia de l'exposition à la pollution et de ses effets sur l'Homme (une substance présente dans l'air peut également l'être dans l'eau ou les aliments), ce qui dépasserait largement le cadre de ce travail, il est en effet nécessaire de considérer qu'au sein des environnements intérieurs, les occupants peuvent absorber les polluants par

inhalation, par la peau, et par ingestion (par déglutition de substances inhalées ou par l'ingestion, lors des gestes main-bouche, de poussières déposées sur les surfaces et ayant adhéré aux mains). Les modes d'assimilation par l'organisme et les mécanismes d'action étant différents pour chacune de ces voies d'exposition, des VTR spécifiques sont généralement définies.

Plusieurs organismes nationaux ou transnationaux proposent leurs propres VTR. Les organismes faisant référence à l'échelle internationale sont brièvement présentés ci-dessous. Les données mises à disposition dans les bases de données correspondantes sont décrites de manière synthétique dans le Tableau 13 ci-après :

**Tableau 13 :** Aperçu synthétique de la nature et du nombre de données figurant dans les bases de données toxicologiques de référence au 1<sup>er</sup> Novembre 2018

	Valeur Toxicologique de Référence					
	Ingestion (Dose)			Inhalation (Concentration)		
	Chronique	Intermédiaire*	Aigüe*	Chronique	Intermédiaire*	Aigüe*
<b>USEPA</b>	333 (RfD)			89 (RfC)		
<b>ATSDR</b>	73 (MRL)	121 (MRL)	82 (MRL)	47 (MRL)	62 (MRL)	47 (MRL)
<b>OEHHA</b>	56			136	20	71
<b>Santé Canada</b>	53 (DJT)			17 (CT)		
<b>RIVM</b>	75 (TDI)			41 (TCA)		

\* OEHHA: Aigüe: 1h / Intermédiaire: 8h ; ATSDR: Aigüe: 1 à 14 jours / Intermédiaire: 15 à 364 jours / Chronique: 1 an et plus

Davantage d'informations sur les organismes référencés dans le Tableau 13 ci-dessus et les valeurs toxicologiques qu'ils proposent figurent en Annexe 5.

Il convient de souligner que les VTR peuvent intégrer le risque de mutagénicité ou de reprotoxicité. L'évaluation des risques relatifs à ces effets reste néanmoins encore peu documentée à ce jour. Il est donc difficile de les traiter en dépassant la notion de danger, qui s'exprime en l'occurrence à travers la classification du caractère mutagène ou reprotoxique des substances par des organismes compétents (voir paragraphe 1.2.2).

Pour les substances disposant d'une VTR à seuil, le risque relatif aux effets toxiques peut être exprimé par le calcul d'un Indice de Risque (IR), parfois appelé Quotient de Danger (QD), défini par le ratio entre l'exposition et la VTR associée à la durée de cette exposition :

$$IR = \frac{\textit{Exposition}}{\textit{VTR}} \quad (42)$$

De par le principe d'effet à seuil et des facteurs de sécurité considérés, il n'existe a priori pas de risque si l'indice de risque est inférieur à 1. Si IR est supérieur ou égal à 1, il existe en revanche un risque toxique avéré vis-à-vis de la substance.

Il existe d'autres valeurs toxicologiques en plus des VTR. Celles-ci ne sont pas construites comme les VTR à partir d'une dose critique et sont souvent employées dans un contexte particulier. Elles ne bénéficient donc

pas du même statut de référence que les VTR mais peuvent tout de même constituer des repères utiles à défaut de VTR.

Parmi ces valeurs, les Concentrations Limites d'Intérêt (CLI ou LCI pour Lowest Concentrations of Interest en anglais) ont été construites dans le cadre de l'évaluation des émissions des matériaux de construction et de décoration. Elles ne considèrent que des critères sanitaires et l'exposition sur des périodes longues en population générale. Elles ont été établies par des agences publiques de différents pays européens dans le but de définir les polluants à mesurer, et par suite les seuils de concentrations à respecter, dans le cadre des tests d'émission requis pour obtenir une autorisation de mise sur le marché ou pour l'étiquetage obligatoire des caractéristiques environnementales de produits utilisés dans les bâtiments. Au niveau européen, le Joint Research Center (JRC) coordonne des travaux sur l'harmonisation des protocoles d'émissions en COV des matériaux de construction. Dans ce cadre, une réflexion sur l'harmonisation du concept des CLI au niveau européen a été lancée en 2010. En novembre 2018, des valeurs d'EU-LCI étaient proposées pour 175 substances volatiles, les COSV n'ayant pas encore été considérés par le groupe de travail EU-LCI.

Les « niveaux dérivés sans effet » (DNELs) constituent une autre catégorie particulière de valeur toxicologique puisqu'ils n'émanent pas d'organismes sanitaires indépendants mais des fabricants et des importateurs de substances chimiques dans l'espace économique européen (EEE) qui, dans le cadre du règlement européen REACH, doivent proposer une évaluation du risque toxicologique de toutes les substances produites ou importées dans des quantités supérieures ou égales à 10 tonnes/an. Le DNEL est défini comme le niveau maximum d'exposition à une substance auquel l'être humain peut être soumis sans risque pour sa santé. L'évaluation d'un DNEL est soumise à plusieurs critères tels que le type de population susceptible d'être exposé à la substance (travailleurs, consommateur ou population générale exposée via l'environnement), la voie d'exposition à cette substance, et la nature de l'effet sur la santé (local ou systémique). Il doit être établi pour toutes les combinaisons pertinentes de ces critères. Pour calculer un DNEL, le fabricant ou l'importateur doit dans un premier temps établir le profil toxicologique de la substance et récolter toutes les données la concernant. Le DNEL est alors déterminé en ajustant la valeur seuil (NOAEL, LOAEL, BMD, ...) issue de l'étude toxicologique jugée la plus pertinente par des facteurs proposés par la réglementation, pour adapter les paramètres tels que la population cible ou la voie d'exposition à ceux décrits dans les scénarios d'exposition déclarés.

### 1.2.2. Caractérisation du danger et du risque cancérigène

Dans le cas de substances cancérigènes, l'effet est généralement sans seuil : toute exposition présente potentiellement un risque, mais, toujours en accord avec le paradigme de Paracelse, avec une augmentation linéaire du risque lorsque le niveau d'exposition augmente. L'approche de l'évaluation des risques est donc ici de type probabiliste : si le caractère cancérigène intrinsèque d'une substance est reconnu (danger), elle consiste à caractériser l'excès de risque individuel ou collectif<sup>6</sup> qui résulte de l'exposition à la substance. L'excès de risque unitaire est à la base du calcul et est conventionnellement défini pour une exposition sur la vie entière (70 ans, 24h/24).

- L'excès de risque unitaire (ERU) représente la probabilité de voir apparaître un cancer pour une exposition sur une vie entière à une unité de dose du polluant concerné. Pour une exposition par inhalation par exemple, un ERU de  $6 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \mu\text{g}^{-1}$  correspond à la probabilité supplémentaire de développer un cancer pour un individu exposé à vie à une concentration dans l'air de  $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  de cette

---

<sup>6</sup> On parle d'excès de risque dans le sens où la probabilité de survenue d'un cancer dans une population non exposée n'est pas nulle ; la notion d'excès de risque traduit donc l'augmentation de la probabilité de survenue du cancer entre une population exposée à la substance et une même population qui ne l'est pas.

substance, par rapport à un individu qui n'est pas exposé (exemple de l'ERU retenu par l'OMS pour les effets hématologiques cancérogènes résultant d'une exposition par inhalation au benzène). Compte tenu de la relation présumée linéaire entre dose et effets, l'ERU représente donc également l'accroissement du risque pour une augmentation d'une unité de dose, et correspond à la pente de la droite de la relation dose-effet.

- L'excès de risque individuel (ERI) représente la probabilité de voir apparaître un cancer pour un individu exposé à une certaine dose de la substance considérée pendant une certaine durée (en années). Pour calculer l'ERI, la concentration d'exposition est multipliée par l'ERU et pondérée par le nombre d'années de vie d'exposition divisé par 70 ans, la durée de vie retenue par convention.
- L'excès de risque collectif (ERC) correspond à l'ERI multiplié par le nombre d'individus exposés. Il exprime donc le nombre de cas de cancer pouvant apparaître dans la pollution étudiée du fait de l'exposition considérée. Ainsi, un ERC de  $1.10^{-6}$  signifie qu'un cas supplémentaire de cancer est à attendre pour 1 000 000 de personnes exposées dans les conditions considérées.
- Outre ces indicateurs de risque cancérogène, certains organismes tels que le CIRC ou l'USEPA mettent régulièrement à jour une liste de substances réparties en plusieurs catégories selon le niveau de certitude qu'ils attribuent au caractère cancérogène de chaque substance. Ces classifications du danger cancérogène sont toutes assez semblables en termes de critères de classifications mais concernent des listes de polluants différentes et les polluants communs à plusieurs classifications peuvent appartenir à des catégories différentes selon les études sur lesquelles elles s'appuient. La Commission Européenne a elle aussi constitué sa propre catégorisation qui ne se limite pas aux effets cancérogènes mais également aux effets mutagènes et reprotoxiques. Ces différents effets sur la santé sont traités de façons indépendantes avec 3 catégorisations distinctes sur la base de la même liste de substances. D'autre part, la Commission Européenne a aussi dressé une liste de substances suspectées de perturber le système endocrinien qui a également fait l'objet d'une catégorisation selon le degré de certitude attribué à la substance de provoquer ce type d'effet. Les modalités définissant les catégories de ces diverses classifications sont présentées dans le Tableau 14.
- L'évaluation des risques de perturbation du système endocrinien est beaucoup plus récente que pour les effets cancérogènes et peu de méthodes sont à ce jour disponibles pour les caractériser. Les raisons tiennent aux spécificités temporelles de la relation dose réponse qui ont été évoquées ci-dessus (importance de la période d'exposition *in utero*, temps écoulé entre l'exposition et ses effets, perturbations transgénérationnelles), mais aussi et surtout à la dynamique de réponse à la dose : on peut observer des effets à faible dose mais pas à dose élevée avec certains perturbateurs endocriniens (Cicoella, 2011). Ceci est en contradiction avec le paradigme de Paracelse et les méthodes classiques de la toxicologie ne peuvent donc s'appliquer. Dans ce contexte de vide méthodologique, seul le danger relatif à l'exposition à des perturbateurs endocriniens peut être caractérisé, par le classement des substances dans des catégories correspondant à différents niveaux d'intensité ou de preuve scientifique du danger afférent à l'exposition.

### 1.3. Méthodes de hiérarchisation existantes

Une revue de la littérature a permis d'identifier plusieurs méthodes de hiérarchisation des polluants dans des environnements intérieurs. Les critères d'évaluation de chacune de ces méthodes sont différents, que ce soit en termes de contexte (usage des bâtiments ciblés, cadre de l'étude), des critères d'évaluation (voie(s) d'exposition considérée(s), nature de l'information toxicologique, ...), du spectre des polluants étudiés, de la manière de structurer les résultats ou des données de concentration utilisées pour alimenter la méthode.

Les hiérarchisations analysées ci-après ne concernent que les polluants présents dans l'air des ambiances intérieures de tous types, sous forme gazeuse ou particulaire. Les agents biologiques ont été écartés en raison de l'absence de valeurs toxicologiques de référence pour une exposition respiratoire.

En novembre 2002, l'OQAI a établi une première hiérarchisation des agents dangereux mesurés dans les bâtiments afin d'optimiser la campagne « Logements » menée entre 2003 et 2005 sur l'ensemble du territoire national. La méthode visait à hiérarchiser entre eux, sur des critères sanitaires, plus de 70 polluants d'intérêt sélectionnés par les différents groupes d'experts de l'OQAI (Mosqueron et Nedellec, 2002). En 2005, des polluants de l'environnement intérieur, non pris en compte lors de la première hiérarchisation ont été ajoutés (les phtalates, les alkyl phénols et leurs dérivés, les retardateurs de flamme bromés, les composés organoétains, les paraffines chlorées à chaîne courte) suite aux résultats des mesures réalisées par Greenpeace dans 31 logements français (Mosqueron et Nedellec, 2005).

Dans la hiérarchisation de l'OQAI, un indice de hiérarchisation (IH) est calculé en sommant trois sous-indices :

- Un indice de toxicité aiguë (note sur 5),
- Un indice de toxicité chronique (note sur 10),
- Un indice de fréquence de détection à l'intérieur des logements (note sur 5).

Le poids plus important pour l'indice de toxicité chronique se justifie par le fait qu'il intègre à la fois le classement cancérigène de la substance (note sur 5) et le calcul d'un IR pour les effets à seuils (note sur 5). En effet, la pollution intérieure étant principalement une problématique d'exposition à faibles doses et de longue durée, le groupe de travail avait choisi de pondérer les indices en accordant plus d'importance au risque chronique. Ce risque chronique est évalué à partir des concentrations médianes relevées (ou à défaut moyennes) alors que le risque aigu l'est à partir du percentile 95 des concentrations (ou à défaut percentile 90 ou maximum). Les indices de risque toxicologique considèrent par ailleurs des contributions à parts égales de l'exposition par voie orale et de l'exposition par inhalation. Ils sont définis par le rapport de la dose ingérée ou inhalée quotidiennement et d'une valeur toxicologique de référence correspondant à chacune des voies d'exposition. Au final, les substances et agents étudiés ont été répartis dans cinq catégories : Hautement Prioritaires (classe A :  $IH > 15$ ) ; Très Prioritaires (classe B :  $10 < IH < 15$ ) ; Prioritaires (classe C :  $5 < IH < 10$ ) ; Non Prioritaires (classe D :  $IH < 5$ ) ; Inclassables (classe I). Cette méthode a par la suite été appliquée à des données de concentration mesurées dans des écoles d'une part, et des bureaux d'autre part, pour hiérarchiser les polluants dans ces environnements (Alméras, 2010).

Aux Etats-Unis, l'USEPA a elle aussi développé une première hiérarchisation des polluants de l'air intérieur au début des années 2000 (Johnston *et al.*, 2002), basée sur la méthodologie générale utilisée par l'agence américaine de protection de l'environnement pour hiérarchiser les polluants retrouvés dans l'air extérieur des villes (Smith *et al.*, 1999).

La méthode de l'US-EPA est en de nombreux points semblable à la méthode de hiérarchisation de l'OQAI. Elle repose sur un système d'attribution de score et le calcul d'un indice global qui est établi en sommant les sous-indices traduisant les effets potentiels aigus et chroniques. Les scores de toxicités aiguë et chronique, pour les effets à seuil, sont également calculés de la même façon. En revanche, pour les effets sans seuil, les concentrations associées à un excès de risque de  $10^{-6}$  et  $10^{-4}$  sont calculées. Deux scores sont ainsi attribués, selon un excès de risque de  $10^{-6}$  ou  $10^{-4}$ . Lorsque que des VTR pour les effets à seuil et sans seuil existent pour un même polluant, la valeur la plus pénalisante est retenue. In fine, deux hiérarchisations sont proposées avec les deux excès de risque et la lecture est faite en regardant les deux hiérarchisations en parallèle.

La hiérarchisation de l'US-EPA se distingue surtout de l'OQAI par son cadre d'application sensiblement différent. Tout d'abord tous les environnements intérieurs non industriels sont considérés conjointement (logements, bureaux, écoles, ...) : aucune distinction n'est faite, et l'hypothèse que « les niveaux de concentration dans chacun des bâtiments sont comparables » est posée. Par ailleurs, seule l'exposition par inhalation est considérée. Enfin, l'étude est limitée aux substances seules ; les mélanges tels que la fumée de tabac environnementale (FTE) ne sont pas pris en compte. De même, les substances pour lesquelles un programme d'action publique particulier existe déjà, ne sont pas étudiées (radon, CO, ozone, oxyde d'azote.).

Toujours aux Etats-Unis, une seconde hiérarchisation a été développée quelques années plus tard par « The Department of Energy Building Technologies Program » (Logue *et al.*, 2011). Elle concerne exclusivement les logements et emprunte également une démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires comparant concentrations mesurées et VTR. 88 études indiquant les expositions chroniques à 321 substances chimiques et les expositions aiguës à 5 autres substances ont été retenues. Au final, seules 108 substances ont finalement pu être comparées aux valeurs toxicologiques de référence établies par l'USEPA, l'OMS ou l'Agence de Protection Environnementale Californienne (CalEPA). Parmi elles, 15 substances ont été identifiées comme très prioritaires de par leurs effets chroniques attendus dans plus de 50 % des logements américains étudiés et 16 autres ont été identifiées comme étant d'intérêt prioritaire pour un plus faible nombre de logements. De plus, 6 substances sont également relevées pour le risque qu'elles représentent pour une exposition aiguë.

La méthode mise en œuvre par l'Institut Britannique pour l'Environnement et la Santé (Institute for Environment and Health, IEH) se distingue nettement des études citées ci-dessus par le fait qu'elle visait à étudier les effets sanitaires liés à l'exposition aux polluants chimiques ou biologiques de l'air intérieur, mais également à des facteurs physiques (température, bruit ...) ou accidentels (chutes, incendies...) (ODPM, 2006). De plus, la hiérarchisation n'a pas été établie sur la base d'une démarche d'évaluation quantitative des risques, mais à partir d'une matrice à trois dimensions traduisant respectivement la sévérité des effets délétères imputables à chaque paramètre (4 classes allant de « extrêmement sévères », « sévères », « modérés/sévères » à « modérés » définies sur jugement d'experts), du nombre de personnes touchées annuellement en Angleterre (>100 000, 10 000 à 100 000, 1 000 à 10 000, 100 à 1 000, 10 à 100 et 1 à 10) et de la force de la preuve du danger (fort, moyen ou faible). La méthode mise en œuvre par l'IEH ne distingue pas les effets à court terme et à long terme. Par exemple, les effets liés à un accident domestique, un incendie ou à une exposition au radon sont pris en compte dans la même matrice de risque.

L'étude d'Azuma *et al.* (2007) poursuivait elle aussi un objectif spécifique, à savoir l'identification des composés chimiques pour lesquels la réduction des émissions et/ou des utilisations diminueraient les risques sanitaires dans les logements japonais. La méthode utilisée repose entièrement sur une évaluation quantitative des risques. Pour les effets à seuil, un IR est calculé, et pour les effets sans seuil, un excès de risque. Selon la valeur de l'IR ou de l'excès de risque la substance est classée en catégorie A (Action), B (Surveillance) ou C (Inaction). En l'absence de VTR pour l'inhalation, Azuma *et al.* ont extrapolé les VTR pour l'ingestion par dérivation voie à voie, en faisant une hypothèse sur le poids corporel de l'individu et le volume d'air inhalé quotidiennement. De cette manière la VTR exprimée en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$  est transformée en une VTR exprimée en  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Concernant les effets cancérogènes, seules les substances chimiques classées par le CIRC en catégories 1 et 2A ont été évaluées, et seule la voie d'exposition par inhalation a été étudiée. Azuma *et al.* ont établi leurs propres valeurs toxicologiques de référence à partir de NOAEL et LOAEL sélectionnées.

En France, l'institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents (INRS) a développé une méthode d'évaluation du risque chimique destinée aux entreprises (INRS, 2005). Cette méthode vise à

évaluer un risque global basé à la fois sur les effets sur la santé due à l'exposition aux substances, sur le risque d'incendie ou d'explosion et sur les impacts environnementaux. Le volet qui traite des effets sur la santé consiste, après avoir effectué un inventaire des produits et matériaux utilisés dans l'établissement, à définir un score de danger sur la base des phrases de risques inscrites dans la fiche de sécurité du produit et à le mettre en relation avec une classe d'exposition potentielle pour définir un risque potentiel. Ce risque potentiel est ensuite mis en relation soit avec une classe de volatilité pour évaluer un risque par inhalation, soit avec un score de surfaces exposées et de fréquence d'exposition pour évaluer un risque par contact cutané.

Enfin, Lithner, Larsson et Dave (2011) ont développés une méthode de hiérarchisation sanitaire des polymères utilisés pour la fabrication de plastique. Cette méthode n'évalue pas un risque associé à une exposition à ces substances mais un niveau de danger qu'elles représentent en leur attribuant un score en fonction de leur classification harmonisée selon le règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges de l'Union Européenne (CLP). Chaque mention de danger associée à une substance définie un sous-score et ces différents sous-scores sont sommés pour définir un score de danger global pour chaque composé. Cette méthode de hiérarchisation a inspirer l'Anses pour le développement de l'étiquetage des produits d'ameublement (Anses, 2015).

## **2. Méthode de hiérarchisation développée**

### **2.1. Bases de développement**

Bien que présentant chacune quelques singularités, toutes les méthodes de hiérarchisation décrites ci-dessus reposent sur un même principe, à savoir le classement des substances sur la base d'un score unique obtenu par sommation de sous-scores traduisant le danger ou le risque vis-à-vis d'un effet sanitaire (avec éventuellement la distinction entre expositions aiguë et chronique), ou reflétant certaines caractéristiques des données d'exposition utilisées (fréquence de détection dans le type d'environnement intérieur considéré par exemple).

Ce principe d'agrégation présente des avantages indéniables, à commencer par le fait de restituer un résultat simple est clair : il permet d'établir un pré-ordre complet sur l'ensemble des substances - tous les polluants peuvent être classés du plus prioritaire au moins prioritaire - avec qui plus est une mesure de l'écart de priorité entre deux substances par comparaison de leur score. Par ailleurs, l'affectation de scores permet de pallier les manques des bases de données toxicologiques, en définissant par exemple une règle de sous-score par défaut si une donnée n'est pas disponible pour juger d'une composante du problème, ou en attribuant le sous-score sur la base du danger si les données toxicologiques ne sont pas suffisantes pour raisonner en termes de risque.

En contrepartie, le principe d'agrégation de sous-indices suscite plusieurs réserves dans le contexte de l'application visée, parmi lesquelles :

- Le caractère arbitraire des règles d'établissement des sous-scores pour chacune des composantes prises en compte, puis aux poids attribués à chaque composante, donc à chaque sous-score, pour calculer le score final. Quelles qu'elles soient, ces règles laissent une large place à l'arbitraire, notamment lorsqu'elles reviennent à définir l'importance relative d'une pathologie par rapport à une autre ;

- L'hétérogénéité des effets sanitaires suscités par l'exposition aux substances : comme expliqué dans les paragraphes précédents, les effets peuvent être immédiats, différés (cas du cancer) ou latents, et réversibles ou irréversibles. Il est certes délicat de pondérer quantitativement ces différences pour la hiérarchisation, mais les occulter totalement n'est pas non plus tout à fait satisfaisant ;
- Les effets de compensation, inhérents aux méthodes d'agrégation en général, qui peuvent conduire à des conclusions contestables dans le contexte de la hiérarchisation des polluants. Ainsi, indépendamment de la question de la spécification des poids de chaque composante du score, un polluant présentant un risque très important vis-à-vis d'un effet sanitaire donné, et donc un sous-score élevé pour cette composante, mais un sous-score faible ou moyen vis-à-vis des autres composantes prises en compte, peut au final être moins bien classé qu'un polluant pour lequel le sous-score est moyen pour toutes les composantes étudiées. En pareille situation, le résultat fourni donnera lieu à une conclusion qui pourra être jugée incohérente par une majorité d'experts ou de gestionnaires de santé publique.

Pour toutes ces raisons, il a été décidé de ne pas mener la hiérarchisation des polluants dans les espaces de bureaux sur la base d'une méthode existante, mais de développer une méthode originale, en reprenant ou en s'appuyant toutefois pour cela sur un certain nombre de concepts et d'idées présentées dans le paragraphe 1.3. La méthode proposée ne répond pas directement à chacun des points de discussion soulevés ci-dessus concernant les méthodes existantes. Elle ne prétend bien évidemment pas non plus tendre vers la rationalité absolue, tant cet objectif semble illusoire pour la problématique adressée et en l'état des connaissances toxicologiques. Elle ambitionne néanmoins de réduire au maximum les aspects subjectifs, en limitant pour cela les composantes étudiées aux caractéristiques spécifiques de la qualité de l'air dans les bâtiments de bureau, en intégrant et en exploitant les données d'exposition et toxicologiques récentes, sans pour autant chercher à aller au-delà de ce qu'elles représentent, et en reniant au moins partiellement le principe d'agrégation. Ainsi :

- Seule l'exposition par inhalation, et les valeurs toxicologiques correspondantes, sont considérées. L'ingestion de polluants de l'environnement intérieur apparaît secondaire dans le contexte des bureaux, puisqu'elle concerne principalement les enfants en bas âge qui portent leurs mains ou des objets à leur bouche. L'exposition par absorption cutanée n'est pour sa part pas prise en compte car trop peu documentée, même si Weschler et al. (2015) ont récemment démontré qu'elle pouvait être du même ordre de grandeur que l'exposition par inhalation pour certains COSV ;
- L'exposition aiguë n'est pas prise en compte du fait du manque de données pour ce type d'exposition. En effet, trop peu de mesures ont été réalisées avec une résolution temporelle suffisamment fine pour appréhender le niveau d'exposition aiguë dans les espaces de bureau. L'assimilation du percentile 95 d'un échantillon de données de concentrations mesurées sur une période plus longue que celle d'intérêt (par exemple pendant 5 ou 7 jours) au niveau d'exposition aiguë, qui est l'hypothèse retenue dans certaines hiérarchisations, est discutable et n'a pas été jugée opportune ici ;
- La méthode proposée dissocie les effets à seuil d'une part et les effets cancérigène, mutagène, reprotoxique et de perturbation endocrinienne (CMRPE) d'autre part. Les effets à long terme, différés ou latents, sont donc appréhendés conjointement, mais leur évaluation n'est pas combinée à celle des effets à seuil, justifiant de ce fait le qualificatif d'agrégation partielle. Le choix de considérer les effets à seuil et CMRPE comme deux critères d'analyse totalement indépendants reflète l'impossibilité en pratique de juger de façon objective si un type d'effet est prédominant sur l'autre. Ces deux catégories d'effets sont par ailleurs caractérisées à un niveau différent : les effets à seuil sont caractérisés en termes de risque, alors que les effets CMRPE sont caractérisés en termes de danger. La raison à cette inhomogénéité de traitement est le faible nombre de valeurs d'ERU disponibles pour quantifier les

risques cancérigènes, ce qui limite drastiquement le nombre de substances pouvant être classées. Les classifications existantes du caractère cancérigène, mutagène, reprotoxique et de perturbation endocrinienne des substances présentent en revanche des similarités (voir paragraphe 2.3) et sont relativement bien renseignées ; ces effets peuvent donc être évalués conjointement en termes de danger.

Les indicateurs retenus pour caractériser les effets à seuil et les effets CMRPE, ainsi que les données qui ont été utilisées pour mettre en œuvre la méthode, sont présentés en détail dans les paragraphes qui suivent. Les résultats obtenus sont analysés à partir d'une représentation graphique qui, outre l'évaluation des substances vis-à-vis des deux types d'effets considérés, fait apparaître le nombre et la dispersion des données d'exposition utilisées. En cela, cette représentation graphique constitue une caractéristique à part entière de la méthode proposée.

## 2.2. Caractérisation du risque pour les effets à seuil

### 2.2.1. Indice de Risque

Conformément aux principes énoncés dans le paragraphe 1.2.1, une substance est considérée comme présentant un risque pour la santé si sa concentration d'exposition est supérieure à une VTR publiée par un organisme de santé reconnu ou par un consensus d'experts dans le domaine de la toxicologie. Le calcul d'un Indice de Risque (IR), défini par le rapport entre la concentration d'exposition et la VTR (équation (42)), constitue le moyen communément utilisé en toxicologie pour apprécier le risque relatif aux effets à seuil d'une substance. C'est le principe qui a ici été retenu, avec une interprétation directe de la valeur obtenue. L'attribution d'un score discret en fonction d'intervalles dans lequel se situe la valeur calculée, comme cela est quelques fois pratiqué, n'apporte en effet pas de réelle plus-value en termes de compréhension et introduit de la subjectivité par le caractère arbitraire du choix des bornes des intervalles.

Un IR peut être calculé pour chaque donnée de concentrations mesurée dans chacun des bâtiments dans lesquels la substance a été détectée. Afin de pouvoir évaluer chaque substance par un indicateur unique, un IR prenant comme référence la moyenne des concentrations médianes ( $C_{moy}$ ) a été calculé (équation (43)). L'IR des percentiles 5 et 95 des concentrations médianes (CP5 et CP95) a également été calculé pour chaque substance (équations (44) et (45)) afin de juger visuellement, à travers un intervalle calculé autour de l'IR moyen, de la dispersion des concentrations intérieures (Figure 65 ; paragraphe 2.4). Finalement, 3 valeurs d'IR ont donc été calculées pour chaque substance disposant d'une VTR :

$$IR_{moy} = \frac{C_{moy}}{VTR} \quad (43)$$

$$IR_{P5} = \frac{C_{P5}}{VTR} \quad (44)$$

$$IR_{P95} = \frac{C_{P95}}{VTR} \quad (45)$$

De par le principe de calcul, les trois IR calculés se trouveront être égaux si une seule donnée de concentration est disponible pour une substance.

### 2.2.2. Données d'exposition

Les données d'exposition utilisées pour alimenter le calcul de l'indice de risque toxique sont les concentrations mesurées dans le cadre des études citées dans le paragraphe 1.1. La liste complète des données d'exposition utilisées est disponible en Annexe 7.

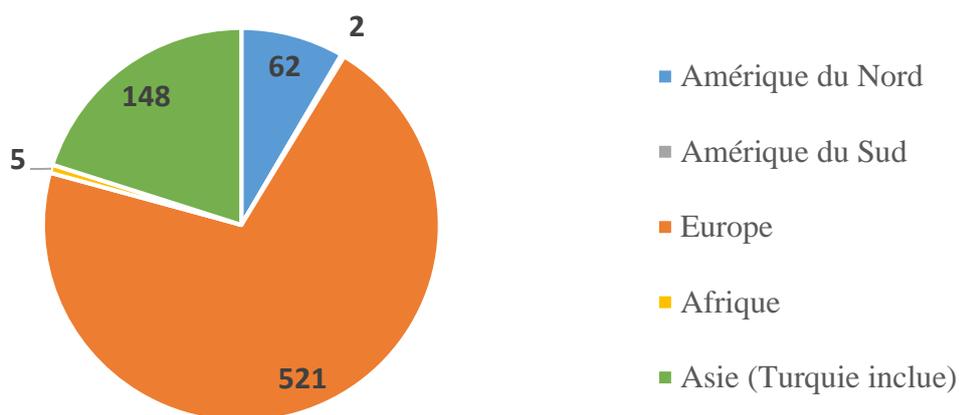
Parmi les publications consultées, seules celles dont les mesures de concentration ont été effectuées après 2005 ont été retenues dans le cadre de cette revue bibliographique afin de disposer de données suffisamment récentes pour être représentatives de la qualité de l'air dans les environnements de bureaux actuel. Pour quatre études publiées après 2005 (Gemenetzi *et al.*, 2006 ; Tovalin-Ahumada et Whitehead, 2007 ; Bergh *et al.*, 2011 ; Ragazzi *et al.*, 2014), la période à laquelle ont été réalisées les mesures n'a pas été renseignée. Elles ont tout de même été retenues. Les études dans le cadre desquelles des mesures ont été effectuées dans des bâtiments d'usages différents incluant au moins un bureau ont été retenues si les données font distinctement apparaître les résultats spécifiques à ce(s) bureau(x). Il a en outre été décidé de ne pas s'imposer de critère géographique, et donc de ne pas centrer exclusivement la méthode sur le cas français ou européen, pour ne pas limiter sa portée et pour valoriser le maximum de données disponibles. De même, aucune distinction n'a été faite entre les études réalisées en milieu urbain et celle réalisées en milieu rural. En revanche, si les mesures ont été effectuées dans le cadre d'un épisode de pollution particulier, alors l'étude a été écartée dans un souci de représentativité de situations habituelles.

Sur cette base, 54 études ont été considérées. Pour chacune d'elles, plusieurs informations ont été collectées incluant la date de publication, la période de mesure, le nombre de bâtiments investigués, la liste des polluants mesurés, identifiés par leur numéro d'identification CAS, et la concentration médiane, ou à défaut la concentration moyenne, sur l'ensemble de l'échantillon de bâtiments étudiés (la médiane a été privilégiée car elle est moins influencée que la moyenne par les valeurs extrêmes, qui peuvent être dues à des sources de pollution spécifiques locales et ne sont par conséquent pas nécessairement représentatives de la qualité de l'air dans l'ensemble du bâtiment). Les informations concernant chacune de ces études sont listées en Annexe 6.

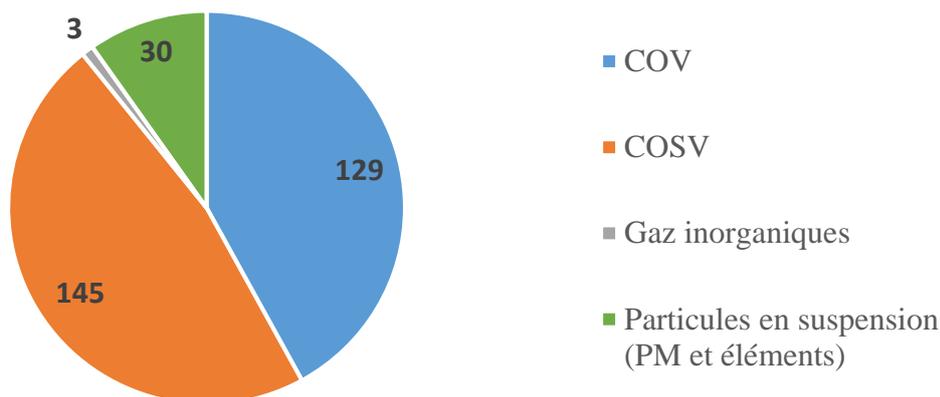
Au final, ce sont les mesures réalisées dans 738 bâtiments de bureaux qui ont été compilées, dont 148 en Asie (Turquie incluse), 62 en Amérique du Nord, 521 en Europe, 2 en Amérique du Sud et 5 en Afrique (Figure 63). Cela représente 307 substances différentes pour lesquelles la concentration a été mesurée dans au moins un bâtiment de bureaux. Ces substances appartiennent principalement à la famille des COV (129 substances) ou des COSV (145 substances). Sont également représentées les particules en suspension, selon différentes fractions granulométriques, et les éléments inorganiques qui les composent (30 substances). Du fait du plus faible nombre de substances, les gaz inorganiques sont moins représentés que les composés organiques (Figure 64).

Pour chaque substance, la concentration de référence utilisée pour le calcul de l'indice de risque  $IR_{moy}$  est la moyenne pondérée par le nombre de bâtiments investigués dans chaque étude des médianes des concentrations mesurées, ou des moyennes des concentrations mesurées si la médiane n'est pas disponible.

Si dans une étude la concentration mesurée est mentionnée comme étant inférieure à la limite de détection (< LD), ou à la limite de quantification (< LQ), la concentration retenue pour cette étude est la moitié de la LQ ou, à défaut, la moitié de la LD si celles-ci sont indiquées. Si ce n'est pas le cas, la concentration est prise égale à 0. De cette manière, l'indice de risque intègre objectivement la notion de fréquence de détection, sans pour autant que ce critère n'apparaisse de manière explicite : les cas où la concentration est trop faible pour être détectée ou quantifiée contribuent à diminuer la concentration de référence dans des proportions représentatives de leur fréquence.



**Figure 63** : Répartition des bâtiments de bureaux investigués selon leur origine géographique



**Figure 64** : Répartition des polluants recherchés dans l'air des bureaux selon leur nature

### 2.2.3. Valeurs toxicologiques de référence

La valeur toxicologique de référence retenue pour calculer les indices de risque de chacune des substances disposant de données d'exposition a été sélectionnée en prenant la plus faible des valeurs parmi les suivantes (Voir paragraphe 1.2.1 et Tableau 13) :

- Les RfC (Reference Concentrations) de l'US EPA répertoriées dans la base IRIS
- Les MRL (Minimal Risk Levels) de l'ATSDR
- Les recommandations de l'OMS
- Les TCA (Tolerable Concentration in Air) du RIVM
- Les CT (Concentrations Tolérables) de Santé Canada
- Les REL (Reference Exposure Levels) de l'OEHA

Dans le cas des MRL de l'ATSDR ou si aucune VTR pour l'exposition chronique n'est disponible, la valeur proposée pour une exposition dite « intermédiaire » (de 15 à 364 jours) a été prise par défaut, ce qui permet d'augmenter le nombre de substances disposant de VTR et donc de substances pouvant être classées selon le risque toxique.

A défaut de VTR, les EU LCI (Lowest Concentration of Interest) de la commission européenne ont été considérées (voir paragraphe 1.2.1). Cette situation concerne 140 substances.

Enfin, à défaut de VTR ou de CLI pour une substance, les DNEL répertoriés par l'ECHA (voir paragraphe 1.2.1) ont été pris comme donnée toxicologique de référence, afin de pouvoir calculer un IR pour le plus de substances possible. Pour les raisons exposées dans le paragraphe 1.2.1, ces données toxicologiques ne bénéficient cependant pas du même niveau de confiance que les VTR. En ce sens, dans la représentation graphique présentant les résultats de l'évaluation, les IR calculés à partir de DNEL plutôt que de VTR ou de CLI sont repérés par un marqueur caractéristique (voir paragraphe 2.4).

## 2.3. Indice de danger Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique et Perturbateur Endocrinien (CMRPE)

Faute des données nécessaires ou suffisantes pour mesurer le risque CMRPE, le danger présenté par les substances vis-à-vis de ces pathologies est caractérisé par leur affectation à 5 classes (score CMRPE) sur la base des classifications suivantes (voir paragraphe 2.3) :

- Classification distincte des substances selon leur potentiel cancérigène, mutagène et reprotoxique par la Commission Européenne dans l'annexe VI du règlement CLP (European Commission, 2016);
- Classification des perturbateurs endocriniens par la Commission Européenne (European Commission, 2000);
- Classification des substances cancérigènes par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) (IARC, 2018).
- Classification des substances cancérigènes par l'USEPA

Les désignations des catégories n'étant pas strictement les mêmes pour chaque classification, le Tableau 14 indique la correspondance qui a été retenue pour définir le score CMRPE. Si une substance est classée à des niveaux différents par plusieurs organismes pour un même effet, et/ou à des niveaux différents pour différents effets (C, M, R ou PE), le score CMRPE est pris égal à la plus faible valeur obtenue. Le classement des substances évaluées dans les différentes classifications de danger et leur catégorisation CMRPE sont détaillés en Annexe 8.

**Tableau 14 :** Règles de définition de l'indice de danger CMRPE (score CMRPE) en fonction des différentes classifications des substances

	Cancérogène	Cancérogène	Cancérogène	Mutagène	Perturbateur endocrinien	Perturbateur endocrinien	Score CMRPE
	USEPA	CIRC	Commission Européenne	Commission Européenne	Commission Européenne	Commission Européenne	
<b>CMRPE certain chez l'Homme</b>	A : Preuves suffisantes chez l'homme	1 : Preuves suffisantes chez l'homme	1A : Substances que l'on sait être CMR pour l'homme		1 : Preuves suffisantes chez l'animal		<b>CMRPE 1</b>
<b>CMRPE probable chez l'Homme</b>	B1 : Preuves limitées chez l'homme	2A : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal	1B : Substances devant être assimilées à des substances CMR pour l'homme.		2 : Preuves in vitro suffisante		<b>CMRPE 2</b>
	B2 : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal						
<b>CMRPE possible chez l'Homme</b>	C : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal	2B : Preuves limitées chez l'homme et absence de preuves suffisantes chez l'animal	2 : Substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets CMR possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation suffisante		-		<b>CMRPE 3</b>
<b>Inclassable</b>	D : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal	3 : Preuves insuffisantes chez l'homme et insuffisantes ou limitées chez l'animal	-		3 : Absence de preuve		-
	Non évalué	Non évalué					
<b>Probablement sans effets CMRPE chez l'Homme</b>	E : Indication d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal	4 : Indication d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal	-		-		<b>CMRPE 4</b>

## 2.4. Représentation graphique

La hiérarchisation étant basée sur le calcul de deux indicateurs indépendants, son résultat peut être représenté sur un graphique de type « nuage de points » figurant la classe CMRPE des substances en abscisse, et la valeur de l'indice de risque pour une exposition chronique en ordonnée.

Les points situés à l'extrémité droite sur l'axe des abscisses correspondent aux substances dites inclassables vis-à-vis du danger CMRPE, c'est-à-dire pour lesquelles aucune classification cancérigène, mutagène, reprotoxique ou de perturbation endocrinienne n'a été recensée. A droite de l'axe des ordonnées, les points représentatifs des substances sont distribués dans 4 intervalles discrets correspondant à un danger CMRPE décroissant : les substances les plus certainement dangereuses sur ce critère (CMRPE 1) sont représentées par des marqueurs situés immédiatement à droite de l'axe des ordonnées, tandis que celles qui ne le sont probablement pas (CMRPE 4) sont positionnées à l'extrême droite du graphique. Au sein d'un même intervalle (d'une même catégorie CMRPE), l'abscisse des points a été déterminée par un processus aléatoire pour éviter leur superposition sur le graphique et fournir ainsi une meilleure lisibilité des résultats. Dans ce même but, chaque substance est repérée par un marqueur de couleur différente, la-aussi déterminée de façon arbitraire et sans aucune signification.

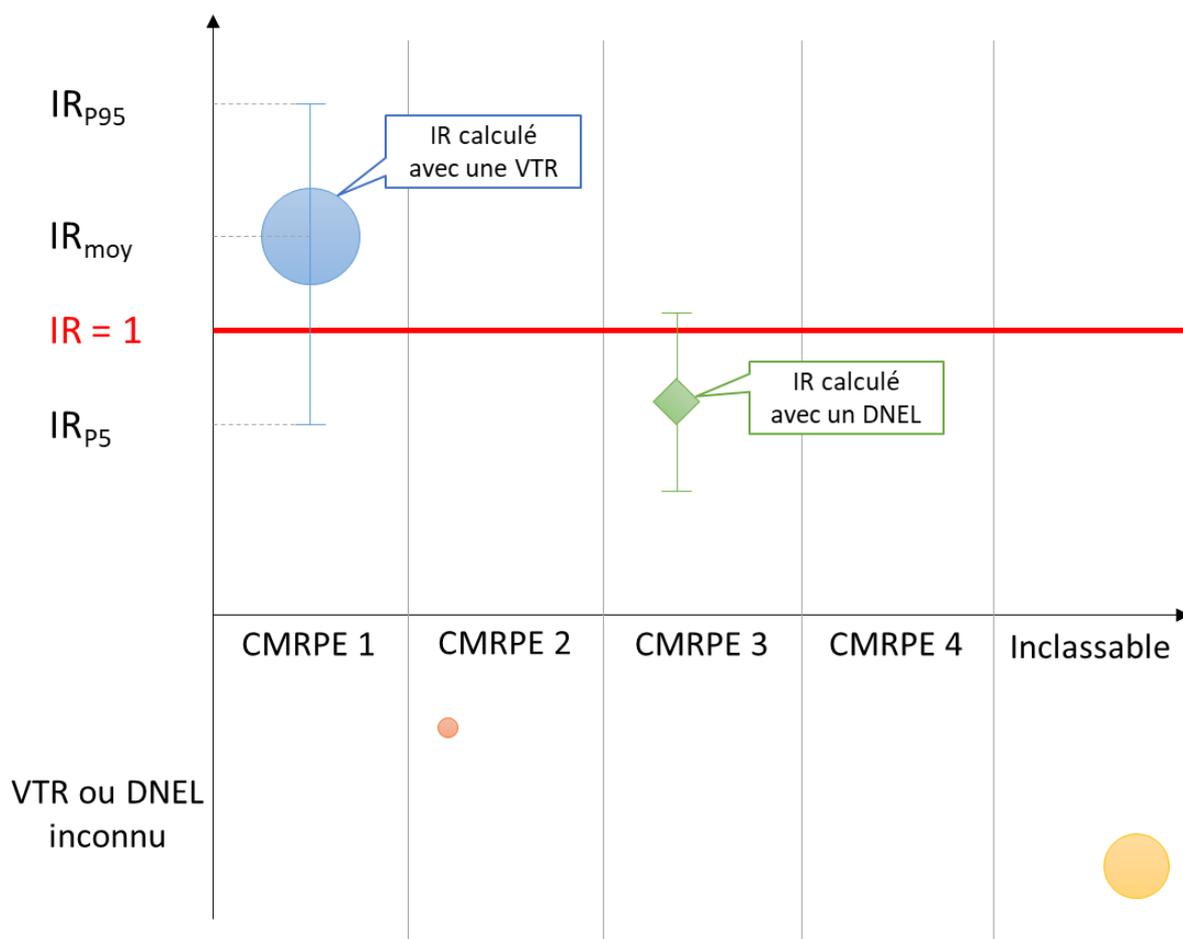
En ordonnée, la position des marqueurs représentatifs de chacune des substances est définie par l'indice de risque chronique par inhalation  $IR_{moy}$ . En complément de la lecture globale et rapide du niveau de priorité des substances que fait ressortir la « hauteur » des marqueurs sur le graphique, et en particulier leur position par rapport à la droite  $IR = 1$ , la représentation fait apparaître deux informations intéressantes pour l'analyse des résultats :

- Le niveau de confiance à accorder à l'indice de risque calculé

Dans la représentation graphique du résultat, la taille des marqueurs est proportionnelle au nombre de bâtiments dans lesquels la substance a été mesurée. Elle constitue donc un indicateur de la représentativité et du degré de confiance qui peuvent être accordés à la valeur de  $IR_{moy}$  calculée (Figure 65).

- La dispersion des données d'exposition

Pour visualiser graphiquement la variabilité des données d'exposition, chaque point est accompagné de barres de dispersion encadrant la valeur l'indice de risque moyen ( $IR_{moy}$ ) par les valeurs des indices de risque calculés à partir du percentile 5 ( $IR_{p5}$ ) et du percentile 95 ( $IR_{p95}$ ) des concentrations comme présentés aux équations (44) et (45) du paragraphe 2.2.1 (voir Figure 65). Ainsi, en termes d'interprétation des résultats, une substance pourra être jugée d'intérêt du point de vue des effets à seuil si l'indice risque de référence est inférieur à 1 mais que la barre de dispersion dépasse cette valeur critique et que le nombre de données est significatif (marqueur de taille importante).



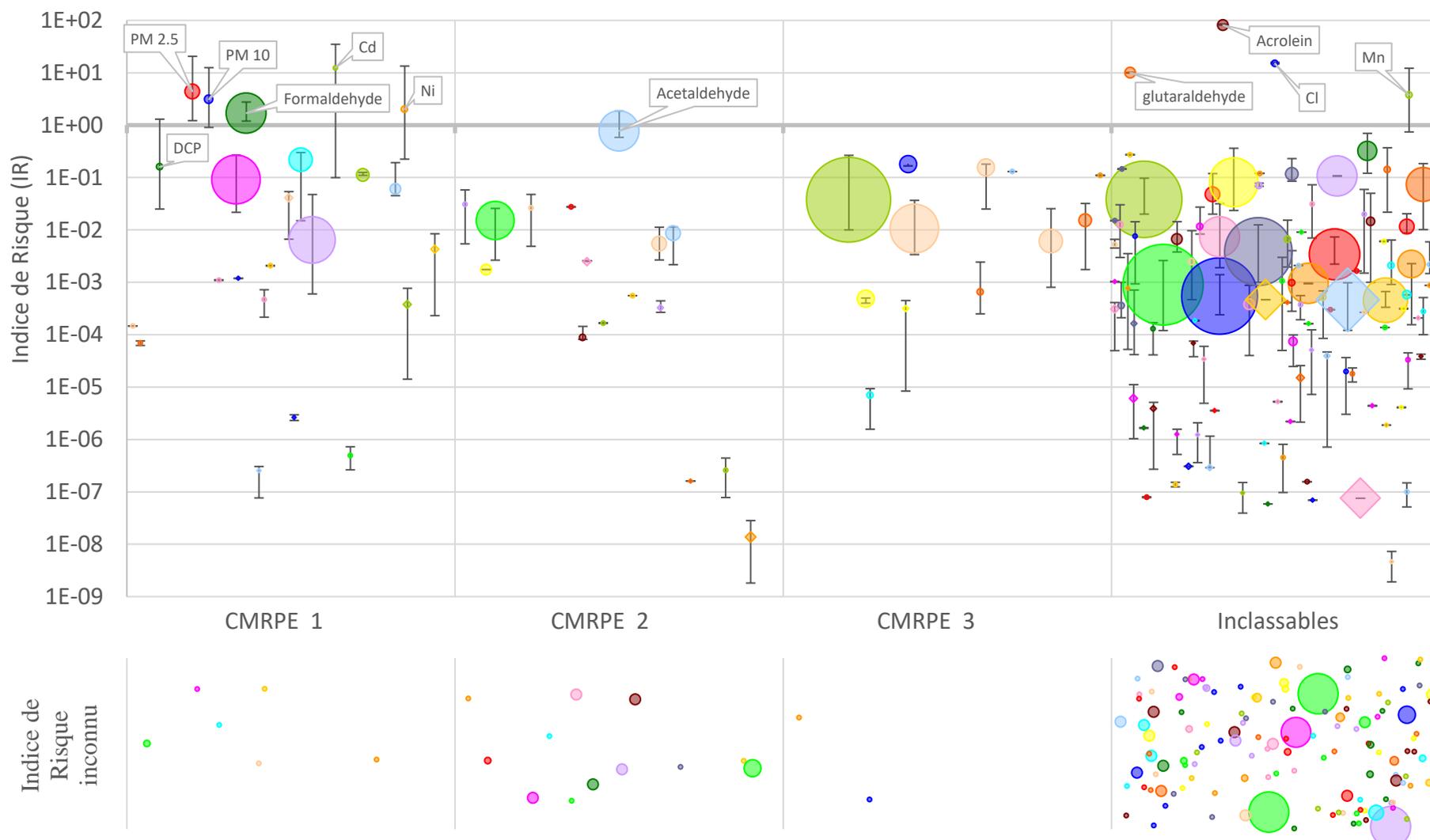
**Figure 65** : Principe de représentation graphique des résultats de la hiérarchisation

Pratiquement, les données d'exposition et toxicologiques ont été implémentées dans un même fichier Excel duquel sont automatiquement déterminés les classes CMRPE et les indices de risque, et sont représentés graphiquement les résultats de la hiérarchisation.

### 3. Analyse des résultats

#### 3.1. Substances prioritaires

307 substances ont été classées sur la base des éléments méthodologiques présentés ci-dessus. Parmi elles, 104 disposent d'une VTR par inhalation pour une exposition chronique ou d'une CLI (marqueurs ronds) et 53 autres d'un DNEL (marqueurs losange). Ces 157 substances sont représentées en partie supérieure du graphique présenté en Figure 66. Les 150 substances restantes, c'est-à-dire les substances pour lesquelles aucun IR n'a pas pu être calculé, sont représentées en partie inférieure de ce même graphique.



Légende : « DCP » : Dichloropropane ; « Cd » : Cadmium ; « Ni » : Nickel ; « Cl » : Chlore ; « Mn » : Manganèse

Figure 66 : Représentation graphique de la hiérarchisation des polluants de l'air des bâtiments de bureaux avec considération des DNEL

Sur ces 307 substances mesurées dans au moins un bâtiment de bureaux, 236 n'ont pas de score de danger pour les effets CMRPE ; 29 sont CMRPE 1, 28 CMRPE 2 et 14 CMRPE 3. Aucune de ces substances n'est classée CMRPE 4, c'est-à-dire étant reconnue avec certitude comme n'ayant pas d'effet néfaste de ce type sur la santé, c'est pourquoi cette catégorie n'est pas représentée en Figure 66.

Par ailleurs, parmi les 157 substances pour lesquelles il a été possible de calculer un IR, 11 ont un  $IR_{moy}$  ou un  $IR_{p95}$  supérieur à 1, et doivent donc être considérées comme présentant un risque avéré. Parmi elles, les particules  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$ , le formaldéhyde et l'acétaldéhyde ont été mesurés dans un grand nombre de bâtiments de bureaux (marqueurs de grosses tailles) alors que le dichloropropane (DCP), le glutaraldéhyde, le cadmium, le nickel, le chlore et le manganèse ont été mesurés dans un nombre de bâtiments plus restreint (marqueurs de petites tailles).

Le caractère prioritaire d'une substance est évalué à la fois sur l'aspect de danger CMRPE et sur le risque pour les effets à seuil. Pour qu'une substance soit considérée comme prioritaire elle doit soit appartenir aux catégories de danger CMRPE 1 ou CMRPE 2 (57 substances), soit avoir un  $IR_{moy}$  ou un  $IR_{p95}$  supérieur à 1 (11 substances). Le croisement de ces critères permet alors de dresser une liste de 61 substances prioritaires, 7 d'entre elles étant à la fois repérées de par leur catégorie CMRPE et leur IR.

Ces résultats ont été comparés aux résultats d'autres hiérarchisations des polluants ayant pour périmètre les immeubles de bureaux mais aussi pour certaines les écoles et les logements. La synthèse de cette comparaison est présentée dans le Tableau 15.

Sur les 61 substances ici identifiées comme prioritaires, 15 substances sont également classées comme des contaminants prioritaires ou hautement prioritaires dans la liste spécifique aux environnements de bureaux dressée par l'OQAI. Il s'agit du benzène, des  $PM_{2.5}$ , du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde, du dichlorométhane, du BDE 209, de l'isoprène, du phtalate de dibutyle, du bisphénol A, du cadmium, du chlore, du nickel, du plomb, du manganèse et du tétrachloréthylène. Sur les 46 substances restantes, 34 n'ont pas pu être évaluées dans l'étude de l'OQAI en raison de l'absence de mesures dans les bureaux, et 12 ont obtenu une note globale (IH) inférieure à 10. Cependant, parmi ces 12 substances, 9 ont un score élevé (4 ou 5 sur 5) concernant les effets cancérigènes (l'arsenic, le trichloroéthylène, l'éthanol, le tétrachlorure de carbone, le chloroforme, le DEHP, le styrène, le DCP et le 1,3-butadiène). Entre outre, six substances sont classées comme des contaminants hautement prioritaires ou très prioritaires dans l'étude de l'OQAI (IH supérieur à 10), mais ne ressortent pas de notre évaluation. Il s'agit de l'éthylbenzène, du toluène, du 1,4-dichlorobenzène, des xylènes, du cuivre et du furfural. Une caractéristique commune de ces 6 substances est de combiner des sous-scores qui sont au moins de niveau moyen pour tous les critères considérés, sans toutefois qu'un de ces sous-scores ne soit au niveau le plus élevé. Cette comparaison illustre donc bien l'impact des différences de concept méthodologique sur les résultats obtenus.

La comparaison avec les résultats issus de hiérarchisations dans les logements ou les écoles revêt moins d'intérêt dans le sens où certaines substances peuvent être spécifiques à un certain type de bâtiments, de par leur usage. Les hiérarchisations menées dans les autres lieux sont néanmoins présentées dans le Tableau 15. Un biais peut également être introduit dans la comparaison par le fait que les concentrations mesurées dans plusieurs pays sont utilisées dans notre étude, alors que certaines hiérarchisations n'exploitent que des données nationales. Les activités traditionnelles ou les matériaux utilisés localement pour la construction peuvent conduire à des concentrations intérieures qui ne sont pas représentatives à l'échelle internationale. Malgré cela, on note que 26 des 61 contaminants prioritaires identifiés dans cette étude ont également été identifiés comme contaminants prioritaires dans au moins deux autres études.

**Tableau 15 :** Comparaison des listes de substances prioritaires dans l'air intérieur issues des travaux de hiérarchisation

Nom de la substance	Présente étude <sup>(a)</sup> (Bureaux)	OQAI, 2002 <sup>(b)</sup> (Bureaux)	OQAI, 2002 <sup>(b)</sup> (Ecoles)	OQAI, 2002 <sup>(b)</sup> (Logements)	Logue et al., 2011 <sup>(c, e)</sup> (Logements)	Azuma et al., 2016 <sup>(d,e)</sup> (Logements)	Johnston et al., 2002 <sup>(d)</sup> (Bureaux, écoles et logements)
Acroléine	IR <sub>moy</sub> > 1		P	HP	MH, NC	ER > 10%	
Benzène	CMRPE 1	HP	HP	HP	MH, C	ER > 10%, C	C
PM 2.5	CMRPE 1, IR <sub>moy</sub> > 1	HP	HP	HP	MH, NC		
PM 10	CMRPE 1, IR <sub>moy</sub> > 1		HP	HP			
Ethylbenzène	NP	HP	P	P	SH, C		
Formaldéhyde	CMRPE 1, IR <sub>moy</sub> > 1	HP	HP	HP	MH, C/NC		C
Acétaldéhyde	CMRPE 2, IR <sub>P95</sub> > 1	P	HP	HP	MH, C/NC		C/NC
Toluène	NP	P	P	P			NC
1,4-Dichlorobenzène	NP	P	P	HP	MH, C		C
Dichlorométhane	CMRPE 2	P			SH, C		C
BDE 209	CMRPE 2	P	P				
Mélange de o-, m-, p-xylènes	NP	P					NC
Isoprène	CMRPE 2	P					
Cadmium (Cd)	CMRPE 1, IR <sub>moy</sub> > 1	P		HP	SH, C		
Chlore (Cl)	IR <sub>moy</sub> > 1	P	P	P			
Cuivre (Cu)	NP	P		P			
Nickel (Ni)	CMRPE 1, IR <sub>moy</sub> > 1	P	P	P			
Plomb (Pb)	CMRPE 1	P	P	HP			
Manganèse (Mn)	IR <sub>moy</sub> > 1	P	P	P			C
Aluminium (Al)	NP		P				

Arsenic (As)	CMRPE 1			HP			C
Chrome (Cr)	NP		HP	P	MH, C		
Silicium (Si)	NP		P				
Antimoine (Sb)	NP			P			
Mercure (Hg)	NP			P			
Phosphore (P)	NP			P			
Barium (Ba)	NP			P			
Cobalt (Co)	NP			P			
Beryllium (Be)	NP			P			
Vanadium (V)	NP			P			
Furfural	NP	P		P			
Chlorométhane	NP	P		P			C
Tetrachloroéthylène	CMRPE 2	P	P	P	SH, C		C
Trichloroéthylène	CMRPE 1		P	P			C
Ethanol	CMRPE 1		P	P	SH, C		
Tetrachlorure de carbone	CMRPE 2		P		MH, C		C
Propionaldéhyde	NP		P	P		ER > 10%	
Nitrogen dioxyde (NO <sub>2</sub> )	NP		P	P	MH, NC	ER > 10%	
Benzo[a]pyrène	CMRPE 1		P	HP			
Benzo[a]anthracène	CMRPE 2		P	HP			
Benzo[b]fluoranthène	CMRPE 2		P	P			
Benzo[k]fluoranthène	CMRPE 2		P	P			
Indeno[c,d]pyrène	CMRPE 2		P	P			
Dibenzo[a,h]anthracène	CMRPE 2		P	P			
Chloroforme	CMRPE 2		P	HP	SH, C		C

Di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP)	CMRPE 1		P	HP			
Monoxide de carbone (CO)	CMRPE 1			HP			
Dechlorane (Mirex)	NP			P			
Flurène	NP			P			
Pyrène	NP		P	P			
Chrysène	CMRPE 2		P	P			
Pentachlorophénol	NP			P			
Styrène	CMRPE 1			P			
Limonène	NP			P			
Dimethyl phthalate	NP			P			
Di(2-ethylhexyl) adipate	NP			P			
Phenanthrène	NP			P			
Anthracène	NP			P			
Fluoranthène	NP			P			
Méthyl tert-butyl éther	NP			P			
Dibromochlorométhane	NP			P			
Bromoforme	NP			P			
1,3-Butadiène	CMRPE 1				MH, C		
Naphthalène	NP				MH, C/NC		NC
Acrylonitrile	NP				MH, C		
Hexachlorobutadiène	NP				MH, C		
Chlorure de benzyle	NP				MH, C		
Chlorure de vinyle	NP				MH, C		
1,2-Dichloropropane	CMRPE 1, IR <sub>P95</sub> > 1				SH, NC		
1,1,1,2-Tetrachloroéthane	NP				SH, C		
1,1,1,-Trichloroéthane	NP						C

Acide formique	NP					ER > 10%	
Chlorure d'hydrogène	NP					ER > 10%	
Aldrin	NP						C
alpha-Hexachlorocyclohexane	NP						C
Lindane	CMRPE 1						C/NC
Chlordane	NP						C/NC
Dichlorvos	NP						C/NC
Dieldrin	NP						C
Heptachlor	NP						C
Dichlorodifluorométhane	NP						NC
Trichlorofluorométhane	NP						NC
N-Hexane	NP						NC
Methyl isobutyl cétone	NP						NC
Glutaraldéhyde	IR <sub>moy</sub> > 1						
Tetrabromobisphénol A	CMRPE 2						
Tris(2-chloroethyl) phosphate	CMRPE 2						
Phtalate de dibutyle	CMRPE 1						
1,2-Dichloroéthane	CMRPE 2						
BDE 47	CMRPE 2						
Phtalate de diisobutyle (DIBP)	CMRPE 2						
Phtalate de benzylbutyle (BBP)	CMRPE 1						
Phtalate de diisononyle (DINP)	CMRPE 2						
Phtalate de diisodécyle (DIDP)	CMRPE 2						
4-tert-Octylphénol	CMRPE 1						
Bisphénol A	CMRPE 1						
Hexachlorobenzène (HCB)	CMRPE 1						

PCB 77	CMRPE 1						
PCB 126	CMRPE 1						
PCB 153	CMRPE 1						
PCB 156	CMRPE 2						
PCB 169	CMRPE 1						
1,3-Dichloropropène	CMRPE 2						
PCB 47	CMRPE 1						
PCB 136	CMRPE 2						
2-Methoxyéthanol	CMRPE 2						
2-Ethoxyéthanol	CMRPE 2						
Acétate de 2-méthoxyéthyle	CMRPE 2						
Isobutane	CMRPE 1						
Butane	CMRPE 1						
Acétate de 2-éthoxyéthyle	CMRPE 2						
Benzo[e]pyrène	CMRPE 2						

(a) NP : Substance non prioritaire

(b) HP: Substance hautement prioritaire; P: Substance prioritaire

(c) MH: Substance représentant un danger dans la plupart des logements ; SH: Substance représentant un danger dans quelques logement

(d) ER: Ratio de l'excédent par rapport à la RfC

(e) C: Substance représentant un danger cancérigène ; NC: Substance représentant un danger non cancérigène ; C/NC: Substance représentant à les deux types de danger

## 3.2.Sensibilité des résultats aux hypothèses retenues

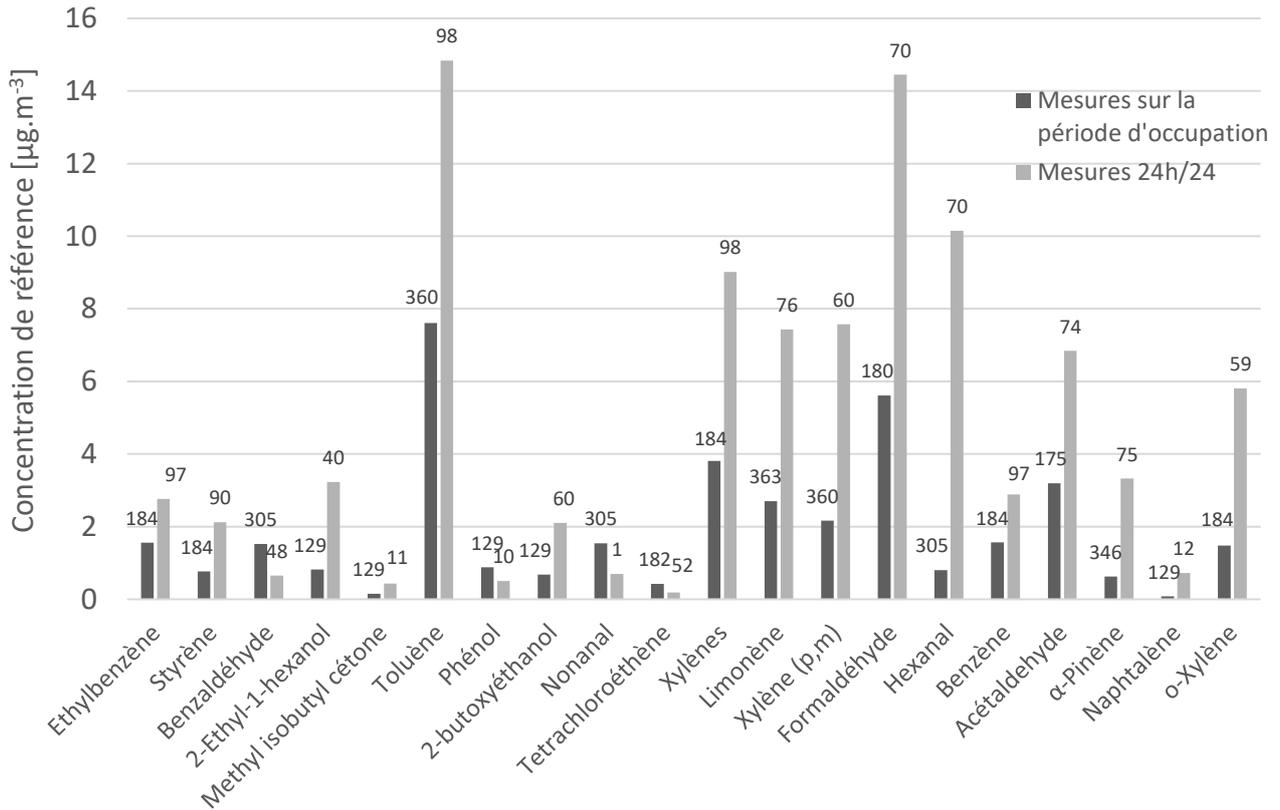
Il n'existe pas de méthode universelle et consensuelle de hiérarchisation sanitaire des polluants de l'air intérieur. La méthode proposée a été mise au point dans le but de s'affranchir au maximum de choix arbitraires, en ignorant par exemple le principe d'agrégation totale. Elle fait néanmoins appel à un certain nombre de postulats et d'hypothèses dont l'impact sur les résultats mérite d'être discutés ou évalués.

### 3.2.1. Voies d'exposition considérées

La méthode considère l'inhalation comme la seule voie d'exposition pour les occupants de bureaux. Cependant, Weschler et al (Weschler *et al.*, 2015) ont démontré que l'absorption cutanée est également une voie d'exposition importante pour les COSV ayant un poids moléculaire élevé et un coefficient de partage air/lipide élevé, comme le DEP et le DnBP. La prise en compte de l'exposition cutanée n'est pas envisageable à ce jour compte tenu de l'état des connaissances sur les substances à considérer d'une part, et de l'absence de VTR pour cette voie d'exposition d'autre part. Il convient cependant de relever que les COSV sont le plus souvent associés à des dangers de type CMRPE plutôt qu'à des effets à seuil. Par conséquent, les COSV concernés par l'exposition cutanée peuvent être identifiés comme étant des substances prioritaires de par leur score CMRPE. Le DnBP par exemple fait partie de la liste des 61 substances jugées d'intérêt prioritaires de par son score CMRPE égal à 1.

### 3.2.2. Représentativité des concentrations utilisées pour juger de l'exposition

Tous les types de mesures de concentrations dans les immeubles de bureaux ont été pris en compte pour maximiser le nombre de données et leur représentativité spatiale. Par conséquent, la base de données est à la fois constituée de concentrations moyennées dans le temps, obtenues à partir de mesures en ligne ou de prélèvements actifs pendant la période de travail, et de concentrations intégrées sur 24 heures au moins, incluant éventuellement le week-end (mesures par échantillonnage passif). Cette dernière catégorie de concentrations ne représente pas correctement l'exposition des occupants du fait de la part des émissions intérieures liées à l'activité, d'une part, et du fonctionnement de la ventilation en dehors des heures de travail, d'autre part. La Figure 67 montre ainsi une tendance générale à des concentrations plus faibles lorsqu'elles ont été mesurées pendant la période d'occupation. Les écarts sont importants pour les substances qui ont été mesurées dans un grand nombre de bâtiments. Dans ce cas, les concentrations mesurées pendant les heures d'occupation sont au moins 2 fois inférieures à celles mesurées sur une période supérieure à 24 heures. Les mesures limitées à la seule période d'occupation devraient donc être privilégiées pour de futures applications de la méthode de hiérarchisation.



NB : Le nombre indiqué au-dessus des barres correspond au nombre de bâtiments dans lesquels la substance a été mesurée

**Figure 67 :** Influence de la période de mesure sur les concentrations en polluants dans l'air des bureaux

### 3.2.3. Choix des valeurs toxicologiques

Les IR ont été calculés en fonction des VTR et de CLI, ou à défaut des DNEL, pour l'exposition chronique de la population générale. Toutefois, les VTR pour l'exposition aiguë ou les valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) peuvent également être pertinentes puisque les occupants de bureaux sont des adultes et passent habituellement 8 heures par jour sur leur lieu de travail. Le Tableau 16 montre que seulement 4 des 11 substances jugées prioritaires sur la base de leur IR ne le sont plus si les IR sont calculés à partir des VTR aiguës plutôt que chroniques. Il s'agit du chlore, du glutaraldéhyde, de l'acétaldéhyde et du 1,2-dichloropropane. D'autre part, les VLEP sont si élevées par rapport aux VTR qu'aucun contaminant prioritaire ne peut être identifié si elles sont utilisées comme données toxicologiques de référence (tous les IR<sub>P95</sub> sont inférieur 1).

**Tableau 16** : Valeurs de  $IR_{moy}$  ( $IR_{P95}$ ) en fonction des valeurs toxicologiques prises comme référence

Substances	Références toxicologiques [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			
	VTR chroniques pour la population générale <sup>(a)</sup>	VTR aiguës pour la population générale <sup>(b)</sup>	VLEP-8h <sup>(c)</sup>	PEL <sup>(d)</sup>
Acroléine	81 (85)	2.3 (2.4)	$6.5 \times 10^{-3}$ ( $6.8 \times 10^{-3}$ )	$7.1 \times 10^{-3}$ ( $7.4 \times 10^{-3}$ )
Chlore (Cl)	15 (16)	0.012 (0.013)	$7.2 \times 10^{-4}$ ( $7.7 \times 10^{-4}$ )	$7.5 \times 10^{-3}$ ( $7.9 \times 10^{-3}$ )
Cadmium (Cd)	12 (35)	2.7 (7.6)	$2.5 \times 10^{-3}$ ( $7.0 \times 10^{-3}$ )	0.062 (0.175)
PM <sub>2.5</sub>	4.4 (21)	1.8 (8.3)	$4.4 \times 10^{-3}$ (0.021)	0.015 (0.069)
Manganèse (Mn)	3.8 (12)	1.1 (3.6)	$1.9 \times 10^{-4}$ ( $6.1 \times 10^{-4}$ )	$9.4 \times 10^{-3}$ (0.031)
PM <sub>10</sub>	3.1 (13)	1.2 (5.0)	$6.2 \times 10^{-3}$ (0.025)	0.021 (0.083)
Glutaraldéhyde	3.1 (10)	0.20 (0.20)	$2.0 \times 10^{-3}$ ( $2.0 \times 10^{-3}$ )	-
Nickel (Ni)	2.0 (13.4)	1.7 (11.2)	$1.0 \times 10^{-4}$ ( $6.7 \times 10^{-4}$ )	$6.6 \times 10^{-5}$ ( $4.5 \times 10^{-4}$ )
Formaldéhyde	1.7 (2.8)	1.7 (2.8)	0.025 (0.040)	0.12 (0.20)
Acétaldéhyde	0.77 (1.9)	0.023 (0.056)	$3.9 \times 10^{-5}$ ( $9.3 \times 10^{-5}$ )	$1.5 \times 10^{-4}$ ( $3.7 \times 10^{-4}$ )
1,2-Dichloropropane	0.16 (1.3)	$2.8 \times 10^{-3}$ (0.023)	$1.8 \times 10^{-6}$ ( $1.5 \times 10^{-5}$ )	$1.4 \times 10^{-5}$ ( $1.1 \times 10^{-4}$ )

(a) VTR sélectionnée dans la présente étude de hiérarchisation (voir Annexe 7).

(b) Valeur la plus faible entre les REL 8-heures de l'OEHHA, les MRL de l'ATSDR pour l'exposition aiguë et les recommandations de l'OMS pour des expositions de moins de 24h.

(c) Valeur limite d'exposition professionnelle française pour une exposition de 8 heures. <http://www.inrs.fr/media.html?refINRS=outil65>

(d) Valeur limite d'exposition professionnelle américaine pour une exposition de 8 heures. <https://www.osha.gov/dsg/annotated-pels/>

### 3.3.Substances non évaluées ou disposant d'un faible nombre de mesures

L'évaluation sanitaire des polluants qui est proposée prend comme point de départ la liste des substances qui ont été mesurées dans au moins un immeuble de bureaux. Cette liste n'est par conséquent pas nécessairement exhaustive : d'autres substances peuvent être présentes dans l'air intérieur sans pour autant qu'elles n'aient fait l'objet de mesures de concentrations, pour diverses raisons. Pour tenter de les identifier, six bases de données renseignant sur de possibles émissions de substances dans l'air par des sources intérieures (matériaux de construction, appareils électriques, produits de consommation) ou extérieures (transfert de l'air extérieur vers l'intérieur par la ventilation, les ouvertures de fenêtres et les infiltrations) ont été examinées. Il s'agit de :

- la liste des 41 substances d'intérêt définie dans l'avis et rapport de l'ANSES intitulé « Appui à l'étiquetage des produits d'ameublement » (Anses, 2015) ;
- la base de données PANDORE<sup>7</sup> qui compile les données publiées dans la littérature scientifique concernant les flux d'émission par les sources internes aux bâtiments de tous types (Abadie et Blondeau, 2011);

<sup>7</sup> <https://lasie.univ-larochelle.fr/PANDORA-A-comPilAtion-of-iNDoOR>

- l'article "Cleaning practices and products in nurseries and schools" (Wei *et al.*, 2016), qui renseigne sur les émissions par les produits de nettoyage utilisés dans les écoles et les crèches, dont on fait l'hypothèse qu'ils peuvent potentiellement être aussi utilisés dans les bâtiments de bureaux ;
- la base de données de l'ECHA<sup>8</sup> ;
- la base de données « Substances in Preparations In Nordic Countries » (SPIN)<sup>9</sup> ;
- les fiches toxicologiques de l'INRS<sup>10</sup>.

Les bases de données de l'ECHA et de l'INRS répertorient les substances qui rentrent dans la composition de produits présents dans les bâtiments et les substances utilisées dans le cadre de processus industriels, qui peuvent donc se trouver sous forme de résidus dans les produits susmentionnés. En partant de l'hypothèse que le passage dans l'air intérieur ne peut se faire que par volatilisation, toutes les substances identifiées par le biais de ces bases de données mais présentant un point d'ébullition supérieur à 400°C (seuil en dessous duquel un composé est considéré comme volatil d'après l'OMS (WHO, 1989)) ont été éliminées. Ainsi, la consultation des 6 bases de données a permis d'établir une liste de 124 substances pouvant potentiellement être présentes dans l'air des bureaux (Annexe 9). Parmi elles :

- 14 substances sont classées CMRPE 1, et 51 substances sont classées CMRPE 2 suivant les règles exposées dans le Tableau 14 ;
- 47 substances non classées CMRPE 1 ou CMRPE 2 disposent d'une VTR, d'une CLI ou d'un DNEL pour une exposition chronique par inhalation.

Par conséquent, sur la base des critères définis ( $IR_{95} \geq 1$  ou CMRPE de catégorie 1 ou 2), 112 substances supplémentaires pourraient donc potentiellement intégrer la liste des polluants d'intérêt prioritaire dans les espaces de bureaux si leur présence dans l'air intérieur était avérée, dans des concentrations supérieures aux valeurs toxicologiques disponibles pour ce qui concerne les effets à seuil. Il convient toutefois de relever que l'établissement d'un seuil de température d'ébullition comme critère d'exclusion des substances est discutable, quel qu'il soit, puisque les substances semi-volatiles peuvent également être émises dans l'air intérieur, en de faibles quantités. La comparaison de la VTR (ou CLI ou DNEL) d'une substance et de sa concentration de saturation à température ambiante, c'est-à-dire de la concentration maximale qu'elle peut atteindre du fait de sa volatilité (concentration dans un environnement clos sans renouvellement d'air), serait en ce sens un critère d'inclusion ou d'exclusion plus objectif pour juger de la possibilité pratique d'effets à seuils ( $IR > 1$ ). L'absence de données physico-chimiques suffisantes sur les équilibres liquide/vapeur des COSV n'a cependant pas permis de mettre en œuvre cette méthode.

S'il est légitime de se poser la question des substances qui pourraient intégrer la liste des polluants d'intérêt prioritaire si des données de concentrations étaient disponibles, il convient à l'inverse de considérer les substances qui ont été classées prioritaires sur la base d'un faible nombre de mesures, et qui seraient donc susceptibles d'être exclues de la liste si davantage de données étaient disponibles. Le Tableau 17 montre que 39 des 61 substances jugées prioritaires ont été évaluées sur la base de mesures de concentrations dans moins de 30 bâtiments. Cependant, parmi ces 39 substances, seules deux, le manganèse et le chlore, le sont de par leur valeur d' $IR_{moy}$  ou d' $IR_{P95}$  supérieure à 1 (les autres le sont de par leur catégorisation CMRPE 1 ou 2, c'est-à-dire indépendamment de leurs concentrations). Les conclusions quant aux substances classées prioritaires, sur la base des critères établis, sont donc globalement robustes.

<sup>8</sup> <https://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals/registered-substances>

<sup>9</sup> <http://spin2000.net/>

<sup>10</sup> <http://www.inrs.fr/publications/bdd/fichetox.html>

Les réflexions ci-dessus ont conduit à l'étude POEME, menée dans le cadre d'un partenariat entre le LaSIE, ATMO Nouvelle-Aquitaine et le CSTB, et qui a permis la mesure de plus de 120 substances dans 30 immeubles de bureaux de Nouvelle-Aquitaine. Cette campagne de mesure, les résultats obtenus et leur impact sur la hiérarchisation, sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

**Tableau 17 :** Substances potentiellement présentes dans l'air intérieur pour lesquelles il n'existe pas de mesures et substances évaluées sur la base d'un faible nombre de mesures

Catégorie	Compléments d'information	Substances identifiées
<p><b>Pas de données de concentration dans l'air des bureaux mais recensée dans au moins une base de données comme étant possiblement émise dans l'air intérieur des bureaux.</b></p>	<p>La substance est classée CMRPE 1 ou 2.</p>	<p><b>65 substances</b></p>
	<p>La substance n'est pas classée CMRPE 1 ou 2 mais il existe une VTR, une CLI ou une DNEL pour une exposition chronique par inhalation.</p>	<p><b>47 substances</b></p>
<p><b>Il existe des données de concentrations mais en faible nombre (= moins de 30 bâtiments de bureaux étudiés dans le monde à ce jour).</b></p>	<p>Il existe au moins une VTR pour une exposition chronique par inhalation et l'IR calculé dans la hiérarchisation est supérieur à 1. De plus, la substance est classée CMRPE 1 ou 2.</p>	<p>Cadmium, dichloropropane et nickel. <b>Soit 3 substances.</b></p>
	<p>Il existe au moins une VTR pour une exposition chronique par inhalation et l'IR calculé dans la hiérarchisation est supérieur à 1. Pas de classement CMRPE 1 ou 2.</p>	<p>Manganèse et chlore. <b>Soit 2 substances.</b></p>
	<p>Il existe au moins une VTR pour une exposition chronique par inhalation. L'IR calculé dans la hiérarchisation est inférieur à 1, mais la substance est classée CMRPE 1 ou 2.</p>	<p>Monoxyde de carbone ; arsenic ; 4-tert-octylphénol ; phtalate de dibutyl (DBP) ; phtalate de benzyle et de butyle (BBP) ; phtalate de diisobutyle (DiBP) ; phtalate de diisononyle (DiNP) ; phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP) ; éthanol ; 2-méthoxyéthanol ; 2-éthoxyéthanol ; 1,2-dichloroéthane ; 1,3-dichloropropène ; acétate d'éthylglycol ; acétate de méthylglycol ; bisphénol-A ; tétrabromobisphénol-A ; PCB 126 ; PCB 156 ; PCB 169 ; PCB 77 ; lindane. <b>Soit 22 substances.</b></p>
	<p>Il n'existe pas de VTR pour une exposition chronique par inhalation mais la substance est classée CMRPE 1 ou 2.</p>	<p>Plomb ; n-butane ; isobutane ; isoprène ; hexachlorobenzène ; benzo[e]pyrène ; chrysène ; phosphate de tris(2-chloroéthyle) ; phtalate de diisodécyle ; PCB 47 ; PCB 136 ; PCB 153. <b>Soit 12 substances.</b></p>

## 4. Mesures in situ réalisées dans le cadre du projet POEME

### 4.1. Présentation de l'étude

Le projet POEME a été mis en place suite à la hiérarchisation réalisée dans le cadre de ce travail de thèse. Il avait pour objectif de collecter des données supplémentaires sur les polluants présents dans l'air des bureaux et les concentrations en polluants peu étudiés à ce jour, dans le but de compléter et d'enrichir la hiérarchisation.

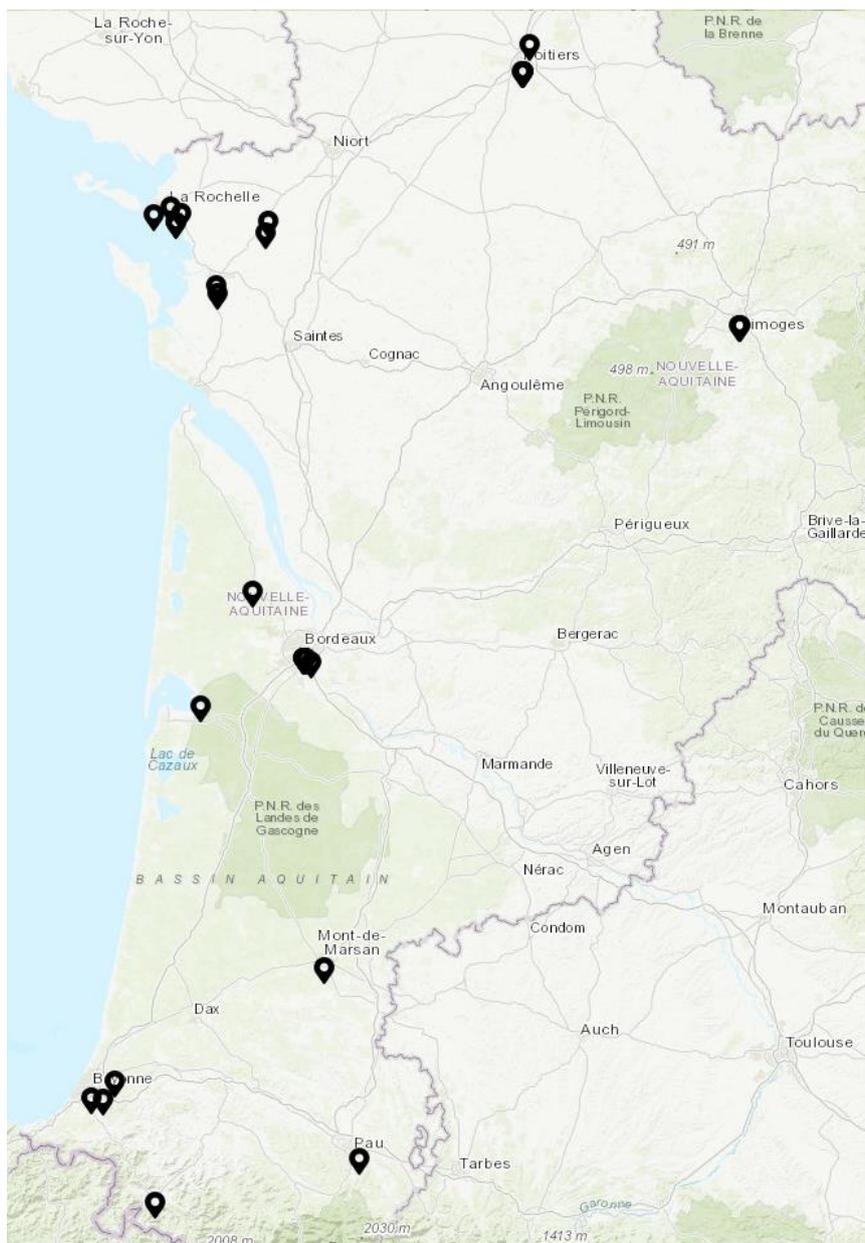
#### 4.1.1. Bâtiments enquêtés

L'échantillon de bâtiments investigués dans l'étude POEME se compose de 30 immeubles de bureaux répartis sur le territoire de la Région Nouvelle Aquitaine (Figure 68). Ces bâtiments ont été sélectionnés sur la base du volontariat, suite à un appel lancé par ATMO Nouvelle-Aquitaine auprès de ses adhérents.

Dans chaque immeuble, 2 à 8 bureaux cloisonnés ou open-spaces ont été instrumentés en fonction de la taille du bâtiment (nombre d'étages, de bureaux), de la diversité des configurations architecturales ou environnementales présentées (parties réhabilitées, façade donnant sur une voie à forte circulation, etc.) et de considérations pratiques liées au fonctionnement de l'activité pendant les mesures (encombrement, bruit, etc.).

Les mesures se sont accompagnées de questionnaires à compléter par les occupants et les gestionnaires des bâtiments afin de recueillir des informations telles que l'âge du bâtiment, les rénovations éventuelles, les caractéristiques des pièces investiguées (volumes, nombre d'occupants, type de revêtements aux murs, sol et plafond), les équipements présents dans ces pièces (imprimantes, photocopieuses, mobilier, appareils de chauffage), le système de ventilation, les conditions d'aérations et les activités particulières réalisées pendant les périodes de mesures (ménage, diffusion de parfums d'ambiance, brûlage d'encens, travaux, introduction de mobilier neuf, etc...). Ces questionnaires ont été élaborés à partir de ceux utilisés dans le cadre de la campagne nationale bureaux de l'OQAI. Vingt-sept des 30 immeubles audités y ont répondu.

Les immeubles de bureaux ont été enquêtés entre octobre 2018 et juin 2019, avec seulement 3 immeubles enquêtés hors période de chauffe (juin). Cinq ont été construits avant 1900, 8 entre 1946 et 2000, 4 entre 2001 et 2010, et 10 à partir de 2011. Concernant la ventilation, 23 immeubles sont équipés de systèmes de ventilation mécanique contrôlée ; 4 autres disposent d'une ventilation naturelle par conduit ou par grilles. De plus, les occupants de 18 bâtiments déclarent ouvrir régulièrement les fenêtres.



**Figure 68** : Localisation des immeubles de bureaux enquêtés (n = 30)

#### 4.1.2. Substances recherchées et protocoles expérimentaux

Le liste des substances mesurées dans le cadre de l'étude POEME s'appuie en premier lieu sur les résultats du travail de hiérarchisation sanitaire des polluants développée dans le cadre de cette thèse. Sur la base des réflexions préalablement exposées dans ce chapitre, et dans la mesure des moyens métrologiques à disposition, plusieurs critères ont conduit à l'établissement de cette liste qui considère :

- Les substances pour lesquelles il existe un faible nombre de données de concentration et qui sont identifiées d'intérêt sanitaire prioritaire par la méthode de hiérarchisation ou qui pourrait le devenir par l'ajout de nouvelles données, c'est-à-dire les substances appartenant aux catégories CMRPE 1 ou 2, ou pour lesquelles il existe une VTR, une CLI ou une DNEL (Tableau 17, paragraphe 3.3) ;

- Les substances qui n'ont pas été mesurées dans les études recensées pour l'établissement de la hiérarchisation mais qui le sont dans au moins une base de données comme étant possiblement émise dans l'air intérieur des bureaux, et qui sont considérés comme pouvant devenir d'intérêt prioritaire grâce à l'ajout de données de concentration (Tableau 17, paragraphe 3.3) ;
- Vingt polluants considérés comme des traceurs classiques de la qualité de l'air intérieur mesurés dans le cadre de la campagne nationale bureaux de l'OQAI ;
- Plusieurs polluants émergents ciblés par les autorités sanitaires, pour lesquels aucune mesure de concentration n'a jamais été réalisée dans des immeubles de bureaux et pour lesquels il n'existe pas nécessairement à ce jour de données toxicologiques, mais qui de par un usage accru des produits en contenant, posent question sur les expositions de la population générale.

Au total, 130 substances ont ainsi pu être sélectionnés pour constituer la liste des polluant mesurés dans le cadre de l'étude POEME. Parmi ces 130 substances, figurent 10 aldéhydes, 56 COV, 46 COSV (phtalates, PBDE, HAP, pesticides, muscs synthétiques et PCB) et 18 éléments métalliques mesurés dans les PM<sub>2,5</sub>.

Les listes complètes d'aldéhydes, de COV, de COSV et des éléments composant les PM<sub>2,5</sub>, ainsi que leurs limites de détection (LD) et/ou de quantification (LQ) sont disponibles dans les Tableau 18, Tableau 19, Tableau 20 et Tableau 21.

**Tableau 18** : Limites de détection et de quantification des aldéhydes mesurés dans POEME

Composés	n° CAS	LD [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	LQ [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
Acétaldéhyde	108-62-3	0,01	0,03
Acroléine	107-02-8	0,01	0,03
Benzaldéhyde	100-52-7	0,02	0,05
Butyraldéhyde	123-72-8	0,01	0,03
Crotonaldéhyde	4170-30-3	0,01	0,03
Formaldéhyde	50-00-0	0,01	0,03
Hexanal	66-25-1	0,02	0,05
Nonanal	124-19-6	0,02	0,05
Propionaldéhyde	123-38-6	0,01	0,03
Sorbaldéhyde	142-83-6	0,017	0,05

**Tableau 19 :** Limites de détection et de quantification des COV mesurés dans POEME

Composés	n° CAS	LD [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	LQ [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Composés	n° CAS	LD [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	LQ [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
1.1.2.2-tétrachloroéthane	79-34-5	0,014	0,04	Eucalyptol	470-82-6	0,015	0,04
1.2.3-trichloropropane	96-18-4	0,010	0,03	Géraniol	106-24-1	0,033	0,10
1.2-dichloroéthane	107-06-2	0,014	0,04	Limonène	5989-27-5	0,014	0,04
1.2-dichloropropane	78-87-5	0,014	0,04	Linalool	78-70-6	0,013	0,04
1.3.5.7-cyclooctatétraène	629-20-9	0,017	0,05	Méthylisobutylcétone	108-10-1	0,015	0,05
1-bromopropane	106-94-5	0,033	0,1	Méthylstyrène	25013-15-4	0,014	0,04
1-éthylpyrrolidin-2-one	2687-91-4	0,020	0,06	Métoxy-éthanol	109-86-4	0,036	0,11
1-methoxy-2-propyl acétate	108-65-6	0,030	0,09	m-Xylène	108-38-3	0,013	0,04
2,4,6-trichlorophénol	88-06-2	0,014	0,04	Diméthylacétamide	127-19-5	0,031	0,09
2-butoxyéthanol	111-76-2	0,017	0,05	Diméthylformamide	68-12-2	0,030	0,09
2-éthoxy éthyl acétate	111-15-9	0,014	0,04	Naphtalène	91-20-3	0,013	0,04
2-éthoxyéthanol	110-80-5	0,013	0,04	Ethylbenzène	100-41-4	0,013	0,04
2-ethylhexanol	104-76-7	0,033	0,10	Nérol	106-25-2	0,036	0,11
2-methoxy-1-propanol	1589-47-5	0,013	0,04	N-méthyl-2-pyrrolidone	872-50-4	0,034	0,10
Alpha-chlorotoluène	100-44-7	0,014	0,04	N-méthylformamide	123-39-7	0,033	0,10
Alpha-pinène	80-56-8	0,013	0,04	o-xylène	95-47-6	0,013	0,04
Benzène	71-43-2	0,014	0,04	Phénol	108-95-2	0,015	0,04
Benzophénone	119-61-9	0,013	0,04	p-xylène	106-42-3	0,013	0,04
Bornéol	464-45-9	0,034	0,10	Siloxane D4	556-67-2	0,013	0,04
Bromoforme	75-25-2	0,013	0,04	Siloxane D5	541-02-6	0,014	0,04
Catéchol	120-80-9	0,033	0,10	Siloxane D6	540-97-6	0,014	0,04
Chlorocrésol	59-50-7	0,015	0,04	Styrène	100-42-5	0,013	0,04
Crésol	1319-77-3	0,015	0,04	Terpinol	98-55-5	0,015	0,05
Cyclopropylbenzène	873-49-4	0,017	0,05	Terpinolène	586-62-9	0,030	0,09
DEGDME	111-96-6	0,013	0,04	Tétrachloroéthylène	127-18-4	0,013	0,04
Dichlorobrométhane	75-27-4	0,033	0,10	Toluène	108-88-3	0,017	0,05
Dichlorométhane	75-09-2	0,029	0,09	Trichlorométhyl- benzène	98-07-7	0,013	0,04
Dihydromyrcénol	18479-58-8	0,013	0,04	Vinyl-cyclohexène	100-40-3	0,026	0,08

**Tableau 20** : Limites de quantification des COSV mesurés dans POEME

Composés	n° CAS	LQ (ng.m <sup>-3</sup> )	Composés	n° CAS	LQ (ng.m <sup>-3</sup> )
Pesticides organochlorés			HAP		
Aldrine	309-00-2	0,22	Acénaphène	83-32-9	0,22
Dieldrine	60-57-1	0,22	Anthracène	120-12-7	0,43
4,4'-DDE	72-55-9	0,09	Benzo[a]pyrène	50-32-8	0,22
4,4'-DDT	50-29-3	0,22	Fluoranthène	50-32-8	0,22
alpha-HCH	319-84-6	0,09	Fluorène	86-73-7	0,22
gamma-HCH (lindane)	58-89-9	0,22	Phénanthrène	85-01-8	0,43
Alpha-endosulfan	15-29-7	0,22	Pyrène	50-32-8	0,22
Pesticides organophosphorés			Oxadiazolones		
Chlorpyriphos-éthyl	2921-88-2	0,2	Oxadiazon	19666-30-9	0,22
Diazinon	333-41-5	0,22	Ester phosphorique		
Dichlorvos	62-73-7	0,22	Tributylphosphate	126-73-8	3,26
Pesticides pyréthrinoïdes			Retardateurs de flamme bromés		
Cyfluthrine	68359-37-5	0,43	BDE 47	5436-43-1	0,22
Cyperméthrine	52315-07-8	0,65	BDE 85	182346-21-0	0,22
Deltaméthrine	52918-63-5	0,43	BDE 99	60348-60-9	0,22
Perméthrine	52645-53-1	1,09	BDE 100	189084-64-8	0,22
Tétraméthrine	7696-12-0	0,43	BDE 153	68631-49-2	0,87
Polychlorobiphényles			Phtalates		
PCB 28	7012-37-5	0,09	Phtalate de benzyle et de butyle (BBP)	85-68-7	17,39
PCB 31	16606-02-3	0,09	Phtalate de dibutyle (DBP)	84-74-2	17,39
PCB 52	35693-99-3	0,09	Phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP)	117-81-7	17,39
PCB 101	37680-73-2	0,09	Phtalate de diéthyle (DEP)	84-66-2	43,48
PCB 105	32598-14-4	0,09	Phtalate de diisobutyle (DIBP)	84-69-5	17,39
PCB 118	31508-00-6	0,09	Phtalate de diisononyle (DINP)	28553-12-0	17,39
PCB 138	35065-28-2	0,09	Muscs		
PCB 153	35065-27-1	0,09	Galaxolide	1222-05-5	1,09
PCB 180	35065-29-3	0,09	Tonalide	21145-77-7	1,09

**Tableau 21** : Limites de quantification des métaux dans les PM2.5 mesurées dans POEME

Composés	n° CAS	LQ (ng)	Composés	n° CAS	LQ (ng)
Aluminium (Al)	7429-90-5	500	Molybdène (Mo)	7439-98-7	5
Arsenic (As)	7440-38-2	5	Nickel (Ni)	7440-02-0	5
Baryum (Ba)	7440-39-3	5	Plomb (Pb)	7439-92-1	5
Cadmium (Cd)	7440-43-9	5	Rubidium (Rb)	7440-17-7	5
Cobalt (Co)	7440-48-4	5	Antimoine (Sb)	7440-36-0	5
Chrome (Cr)	7440-47-3	5	Etain (Sn)	7440-31-5	5
Cuivre (Cu)	7440-50-8	5	Titane (Ti)	7440-32-6	5
Fer (Fe)	7439-89-6	500	Vanadium (V)	7440-62-2	5
Manganèse (Mn)	7439-96-5	5	Zinc (Zn)	7440-66-6	5

Les COV ont été prélevés pendant 6 heures le premier jour de l'enquête dans chaque bâtiment (incluant la pause déjeuner), par pompage actif sur tube Tenax à un débit de 20 ml.min<sup>-1</sup>. Ils ont ensuite été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Les aldéhydes ont quant eux été prélevés sur cartouches de DNPH pendant la même période, avec un débit de 300 ml.min<sup>-1</sup>. Ils ont ensuite été analysés par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) avec détection UV. Les supports de prélèvement ont été placés sur un portoir à une hauteur de 1m20 en prenant garde de les tenir à distance des sources identifiées et des courants d'air éventuels.

Les COSV ont été prélevés par pompage actif (2 l.min<sup>-1</sup> - coupure de tête PM<sub>2.5</sub>) sur une cartouche de prélèvement URG (URG Corporation, Chapel Hill, nc, USA) dans laquelle est insérée un filtre en quartz et une mousse polyuréthane sur lesquelles se fixent respectivement les parties les moins volatiles des COSV et les parties les plus volatiles. Le prélèvement a été effectué en continu pendant 4,5 jours (incluant donc les nuits). Par ailleurs, contrairement aux COV et aldéhydes, un seul prélèvement de COSV a été réalisé dans chaque bâtiment. Les COSV ont été désorbés par extraction accélérée au solvant (ASE), puis analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse.

Les PM<sub>2.5</sub> ont été prélevées dans les mêmes conditions que les COSV sur un filtre en Teflon PTFE pré-pesé (porosité 2 µm). La pesée des filtres avant et après prélèvement a été réalisée selon la norme NF EN 12341. Les 18 éléments métalliques ont ensuite été recherchés par ICPMS ELAN 6100 DRC II PerkinElmer en salle blanche selon la norme NF EN 14902. Le potentiel oxydant de ces métaux a également été évalué.

Un blanc de terrain pour chaque type de prélèvement (aldéhydes, COV, COSV et PM<sub>2.5</sub>) a été réalisé par bâtiment pour vérifier que les échantillonneurs ne présentaient pas de contamination, notamment du fait de leur transport. Aucune contamination n'ayant été détectée, les blancs de terrain n'ont pas été retranchés aux résultats.

## 4.2. Résultats et conséquences sur la hiérarchisation

Les distributions des concentrations en aldéhydes, COV et COSV mesurées dans les 30 immeubles de bureaux enquêtés sont respectivement présentés dans les Tableau 22, Tableau 23 et Tableau 24. Ces distributions ont été construites à partir des résultats de tous les prélèvements individuels jugés valides, en attribuant une concentration égale à la moitié de la LQ si la substance a été détectée ( $> LD$ ) mais n'a pu être quantifiée ( $< LQ$ ), et une concentration égale à la moitié de la LD si la substance n'a pu être détectée ( $< LD$ ). Les résultats concernant les éléments métalliques recherchés dans les  $PM_{2.5}$  étant encore en cours d'analyse, ils ne sont pas présentés dans ce paragraphe.

Sur les dix aldéhydes recherchés, sept ont été quantifiés dans l'air d'au moins 50 % des espaces de bureaux (acétaldéhyde, formaldéhyde, propionaldéhyde, butyraldéhyde, nonanal, benzaldéhyde et hexanal). L'acétaldéhyde, le formaldéhyde et le propionaldéhyde sont systématiquement retrouvés dans l'air (99 % ou plus), alors que l'acroléine n'est quantifiée que dans 8 % des bâtiments étudiés et le sorbaldéhyde n'est jamais quantifiés dans l'air des espaces de bureaux.

Sur les cinquante-six COV recherchés, seize ont été quantifiés dans l'air d'au moins 50 % des espaces de bureaux (limonène, siloxanes D4, D5 et D6, alpha-pinène, m, p et o-xylène, toluène, phénol, dihydromyrcénol, benzène, eucalyptol, éthylbenzène, styrène et 2-éthylhexanol).

Enfin, sur les quarante-six COSV recherchés, onze ont été quantifiés dans l'air d'au moins 50 % des espaces de bureaux (acénaphthène, fluoranthène, fluorène, phénanthrène, pyrène, diéthylphtalate, dibutylphtalate, diisobutylphtalate, galaxolide, tonalide et lindane). Trois des six phtalates recherchés (DBP, DiBP, DEP) ont été quantifiés dans plus de 85 % des pièces étudiées. Le DEHP, le DiNP et le BBP ont été détectés dans respectivement 28 %, 21 % et 10 % des bâtiments étudiés. Les deux muscs synthétiques polycycliques (galaxolide et tonalide) ont été systématiquement retrouvés dans l'air. Cinq des sept HAP recherchés (le fluorène, le phénanthrène, le pyrène, le fluoranthène, l'acénaphthène) ont été quantifiés dans l'air de plus de 90 % des espaces enquêtés. Au contraire, l'anthracène et le benzo[a]pyrène ont été détectés dans moins de 20 % des cas. Parmi les dix pesticides recherchés, seul le lindane a été quantifié dans plus de 50 % des espaces de bureaux (76 %). Son isomère, l'alpha-hexachlorohexane a quant à lui été quantifié dans 38 % des cas. Parmi les autres pesticides quantifiés dans une plus faible proportion de bureaux, on trouve un pesticide organophosphoré, le chlorpyrifos-ethyl (7 %), ainsi que trois pesticides organochlorés, le 4,4'-DDE (10 %), le dieldrine (10 %) et le 4,4'-DDT (3 %). Les autres pesticides organochlorés et organophosphorés n'ont jamais été quantifiés. Parmi les neuf PCB analysés, seuls quatre ont été quantifiés dans les espaces de bureaux. Il s'agit des composés les plus légers : PCB 28, PCB 31, PCB 52 et PCB 101. Enfin, les pyréthrinoïdes (cyfluthrine, cyperméthrine, deltaméthrine, perméthrine, tétraméthrine) et les retardateurs de flamme bromés ou polybromodiphényléthers (PBDE) n'ont jamais été quantifiés.

Les concentrations en  $PM_{2.5}$  ont pu être quantifiées dans 15 bâtiments sur 27 ( $LQ = 6,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 3 prélèvements ayant été invalidés à cause d'aléas techniques. La concentration médiane est de  $7,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et la moyenne de  $7,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

**Tableau 22 :** Distributions des concentrations en aldéhydes [ $\mu\text{g.m}^{-3}$ ] dans l'air des espaces de bureaux enquêtés

Composés	Effectif	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	Moyenne	ET
Aldéhydes									
Acétaldéhyde	101	100 %	1,55	3,28	4,56	6,35	9,77	5,09	2,95
Formaldéhyde	101	99 %	4,55	7,37	9,29	14,63	34,92	12,92	9,55
Propionaldéhyde	101	99 %	6,79	20,13	30,01	40,55	50,94	30,05	14,06
Butyraldéhyde	101	92 %	0,01	0,36	0,57	0,77	2,04	0,68	0,61
Nonanal	102	88 %	0,03	0,11	0,83	2,52	7,67	1,91	2,61
Benzaldéhyde	102	74 %	0,03	0,03	1,14	3,01	5,87	2,01	2,75
Hexanal	102	73 %	0,01	0,03	0,40	1,12	3,75	0,87	1,22
Crotonaldéhyde	101	27 %	0,01	0,01	0,01	0,29	1,01	0,19	0,37
Acroléine	101	8 %	0,01	0,01	0,01	0,01	4,69	0,44	1,63
Sorbaldéhyde	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00

**Tableau 23 :** Distributions des concentrations en COV [ $\mu\text{g.m}^{-3}$ ] mesurés dans l'air des espaces de bureaux enquêtés

Composés	Effectif	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	Moyenne	ET
Limonène	102	93 %	0,02	0,26	1,53	5,23	20,24	10,46	60,37
Siloxane D6	102	89 %	0,01	0,14	0,38	0,96	3,45	0,97	1,80
Alpha-pinène	102	87 %	0,02	0,12	0,62	2,16	13,45	3,27	8,47
m-Xylène	102	82 %	0,02	0,05	0,30	0,79	2,35	0,64	0,91
Toluène	102	79 %	0,01	0,09	0,36	1,32	3,71	1,14	2,12
Siloxane D5	102	75 %	0,02	0,03	1,04	3,39	23,24	5,33	15,40
Phénol	102	72 %	0,01	0,02	0,39	0,73	1,61	0,49	0,50
Dihydromyrcénol	102	71 %	0,01	0,02	0,10	0,36	1,05	0,27	0,38
o-Xylène	102	68 %	0,01	0,02	0,12	0,42	1,67	0,36	0,55
Benzène	102	67 %	0,02	0,02	0,14	1,32	3,67	0,87	1,33
Siloxane D4	102	66 %	0,02	0,02	0,16	0,53	1,62	0,43	0,64
p-Xylène	102	63 %	0,01	0,02	0,11	0,32	0,96	0,28	0,45
Eucalyptol	102	60 %	0,01	0,01	0,14	0,39	1,81	0,57	2,12
Ethylbenzène	102	58 %	0,01	0,02	0,10	0,42	0,98	0,28	0,43
Styrène	102	58 %	0,01	0,02	0,07	0,16	0,83	0,26	0,96
2-Ethylhexanol	102	57 %	0,02	0,06	0,12	0,33	3,58	0,88	2,85
Dichlorométhane	102	48 %	0,01	0,05	0,05	1,05	14,24	26,67	183,00
Linalol	102	46 %	0,01	0,01	0,02	0,18	0,56	0,17	0,42
2-Butoxyéthanol	102	44 %	0,01	0,01	0,03	0,15	0,74	0,21	0,60
Acétate de 1-Méthoxy-2-propyl	102	43 %	0,02	0,02	0,05	0,26	0,80	0,24	0,58
1,2-Dichloroéthane	102	39 %	0,01	0,01	0,02	0,10	0,27	0,07	0,10

Composés	Effectif	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	Moyenne	ET
2-Méthoxy-1-propanol	102	35 %	0,01	0,01	0,02	0,10	0,54	0,21	1,13
Naphthalène	102	34 %	0,01	0,02	0,02	0,06	0,17	0,05	0,09
Méthylisobutylcétone	102	33 %	0,01	0,01	0,01	0,10	0,52	0,25	1,74
Tétrachloroéthylène	102	28 %	0,01	0,01	0,01	0,05	1,05	0,14	0,47
Benzophénone	102	24 %	0,01	0,01	0,02	0,02	0,14	0,04	0,06
Terpinéol	102	20 %	0,01	0,01	0,01	0,03	0,22	0,10	0,58
Méthylstyrène	102	17 %	0,01	0,01	0,01	0,02	0,11	0,02	0,04
Bromoforme	102	12 %	0,01	0,01	0,01	0,02	0,50	0,08	0,29
Diglyme	102	11 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,73	0,57	3,61
1,2-Dichloropropane	102	9 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,98	0,12	0,41
n-Méthyl-2-pyrrolidone	102	9 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,16	0,03	0,05
n-Ethyl-2-pyrrolidone	102	9 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,09	0,03	0,08
Dichlorobromométhane	102	8 %	0,02	0,02	0,02	0,02	1,93	0,37	1,48
1,2,3-Trichloropropane	102	8 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,55	0,07	0,27
2-Ethoxyéthanol	102	6 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,02	0,09
Chlorocrésol	102	5 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03
nn-Diméthylformamide	102	4 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,11
Alpha-chlorotoluène	102	4 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04
2,4,6-Trichlorophénol	102	4 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04
Terpinolène	102	2 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,02	0,03
Géraniol	102	1 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
1-Bromopropane	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
n-Méthylformamide	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Vinyl-4 cyclohexène	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
NN-Diméthylacétamide	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Acétate d'éthylglycol	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Nérol	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Trichlorométhyl benzène	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Catéchol	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Crésol	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Méthoxyéthanol	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
1,3,5,7-Cyclooctatétraène	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Cyclopropylbenzène	102	0 %	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
Bornéol	102	0 %	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00

**Tableau 24** : Distributions des concentrations en COSV [ng.m<sup>-3</sup>] dans l'air des espaces de bureaux enquêtés

Composés	Effectif	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	Moyenne	ET
Fluorène	29	100 %	1,1	3,8	4,9	6,1	10,6	5,4	3,3
Phénanthrène	29	100 %	3,3	4,9	6,2	8,3	15,2	7,6	4,5
Phtalate de diisobutyle (DiBP)	29	100 %	50,0	150,0	290,0	450,0	1660,0	667,1	1505,8
Galaxolide	29	100 %	17,8	54,0	95,0	180,0	294,0	114,6	88,4
Tonalide	29	100 %	5,1	9,2	17,0	28,0	47,8	20,5	15,5
Pyrène	29	97 %	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	0,6	0,3
Acénaphène	29	93 %	0,2	0,8	1,1	1,5	2,7	1,3	1,0
Fluoranthène	29	93 %	0,2	0,5	0,6	0,9	2,7	0,9	0,8
Phtalate dibutyl (DBP)	29	93 %	13,6	34,0	77,0	120,0	202,0	87,1	60,4
Phtalate diéthyl (DEP)	29	86 %	21,7	110,0	170,0	230,0	348,0	174,1	103,8
gamma-HCH (lindane)	29	76 %	0,1	0,3	0,4	1,0	1,9	0,7	0,7
alpha-HCH	29	38 %	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,1	0,1
Phosphate de tributyle	29	31 %	1,6	1,6	1,6	3,6	5,6	2,7	2,1
DEHP	29	28 %	8,7	8,7	8,7	20,0	48,6	17,2	19,3
PCB 52	29	28 %	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1
Phtalate diisononyl (DiNP)	29	21 %	8,7	8,7	8,7	8,7	71,4	26,5	62,5
Anthracène	29	17 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,8	0,2	0,3
PCB 31	29	14 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	0,3
4,4'-DDE	29	10 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	0,1
Dieldrin	29	10 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1
Phtalate de benzyle et de butyle	29	10 %	8,7	8,7	8,7	8,7	36,6	12,7	14,4
PCB 101	29	10 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
PCB 28	29	10 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6
Benzo(a)pyrène	29	7 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0
Chlorpyrifos-éthyl	29	7 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Oxadiazon	29	7 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4
4,4'-DDT	29	3 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Cyfluthrine	29	3 %	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0
Cyperméthrine	29	3 %	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1
Deltaméthrine	29	3 %	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0
Diazinon	29	3 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Dichlorvos	29	3 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Perméthrine	29	3 %	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,1
Tetraméthrine	29	3 %	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0
Aldrin	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
Alpha-endosulfan	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0

Composés	Effectif	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	Moyenne	ET
BDE 100	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
BDE 153	29	0 %	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,0
BDE 47	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
BDE 85	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
BDE 99	29	0 %	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0
PCB 105	29	0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PCB 118	29	0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PCB 138	29	0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PCB 153	29	0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PCB 180	29	0 %	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Les résultats de cette étude ont été intégrés aux concentrations intérieures servant de base à la hiérarchisation. Les résultats présentés au paragraphe 3 ont alors été actualisés et la Figure 69 ci-dessous présente l'évolution des résultats en utilisant les mêmes conventions graphiques que précédemment (voir paragraphe 2.4). Afin de faire clairement ressortir les changements induits par l'ajout des nouvelles données, seules les substances mesurées dans la campagne POEME ont été représentées en Figure 69. Les substances pour lesquelles il n'existait pas de données d'exposition avant cet ajout ont été représentées en gris, alors que les substances déjà présentes dans la base de données ont été représentées en couleur. Le marqueur de ces dernières a grossi du fait de l'ajout de données et, pour les substances disposant d'une VTR, d'une CLI ou d'une DNEL, s'est déplacé vers le haut ou vers le bas du graphique en fonction de l'évolution à la hausse ou à la baisse de l'IR<sub>moy</sub>. Pour visualiser cette évolution, les résultats avant et après l'actualisation ont été représentés sur la Figure 69, avec des marqueurs de la même couleur reliés par un segment. Le sens de l'évolution est repéré à côté des marqueurs par une flèche vers le haut (verte) ou vers le bas (rouge). Les valeurs de IR<sub>P5</sub> et IR<sub>P95</sub> n'ont pas été représentées par souci de lisibilité du graphique. Dans ce même souci de lisibilité, seules les substances dont les résultats sont commentés ci-après sont identifiées sur la Figure 69.

Concernant l'évaluation des risques du point de vue des effets à seuil, on observe que l'acroléine, les PM<sub>2.5</sub> et le formaldéhyde conservent un IR<sub>moy</sub> supérieur à 1, même si ce dernier baisse de 81 à 46 pour l'acroléine et de 4,4 à 3,2 pour les PM<sub>2.5</sub>. L'IR<sub>moy</sub> du formaldéhyde baisse également mais très légèrement du fait du nombre important de bâtiments dans lesquels il a été mesuré par ailleurs. De même, l'acétaldéhyde et le 1,2-dichloropropane restent prioritaires de ce point de vue, de par leur IR<sub>P95</sub> qui reste supérieur à 1 (non représenté en Figure 69 donc). Aucune des nouvelles substances classées selon leur IR n'est identifiée comme prioritaire vis-à-vis des effets à seuil ; l'IR<sub>moy</sub> le plus élevé pour ces nouvelles substances étant de 0,02 (1,2,3-trichloropropane). L'actualisation permet en revanche d'ajouter une substance à la liste des polluants prioritaires sur ce critère, le propionaldéhyde, dont l'IR<sub>moy</sub> passe de 0,3 à 1,3.

Concernant la classification suivant le critère du danger CMRPE, l'actualisation des résultats contribue à ajouter 22 nouvelles substance, une d'entre elles étant classée CMRPE 1 (4,4'-DDT) et les 21 autres étant classées CMRPE 2 (4,4'-DDE, DGDME, alpha-HCH, diazinon, 1,1,2,2-tétrachloroéthane, alpha-chlorotoluène, n-méthylformamide, bromoforme, trichlorométhyl-benzène, 2,4,6-trichlorophénol, n,n-diméthylacétamide, chlorocrésol, dieldrine, n-méthyl-2-pyrrolidone, 1-éthylpyrrolidin-2-one, 1-bromopropane, 2-méthoxy-1-propanol, dichlorvos, n,n-diméthylformamide, 1,2,3-trichloropropane et aldrine).

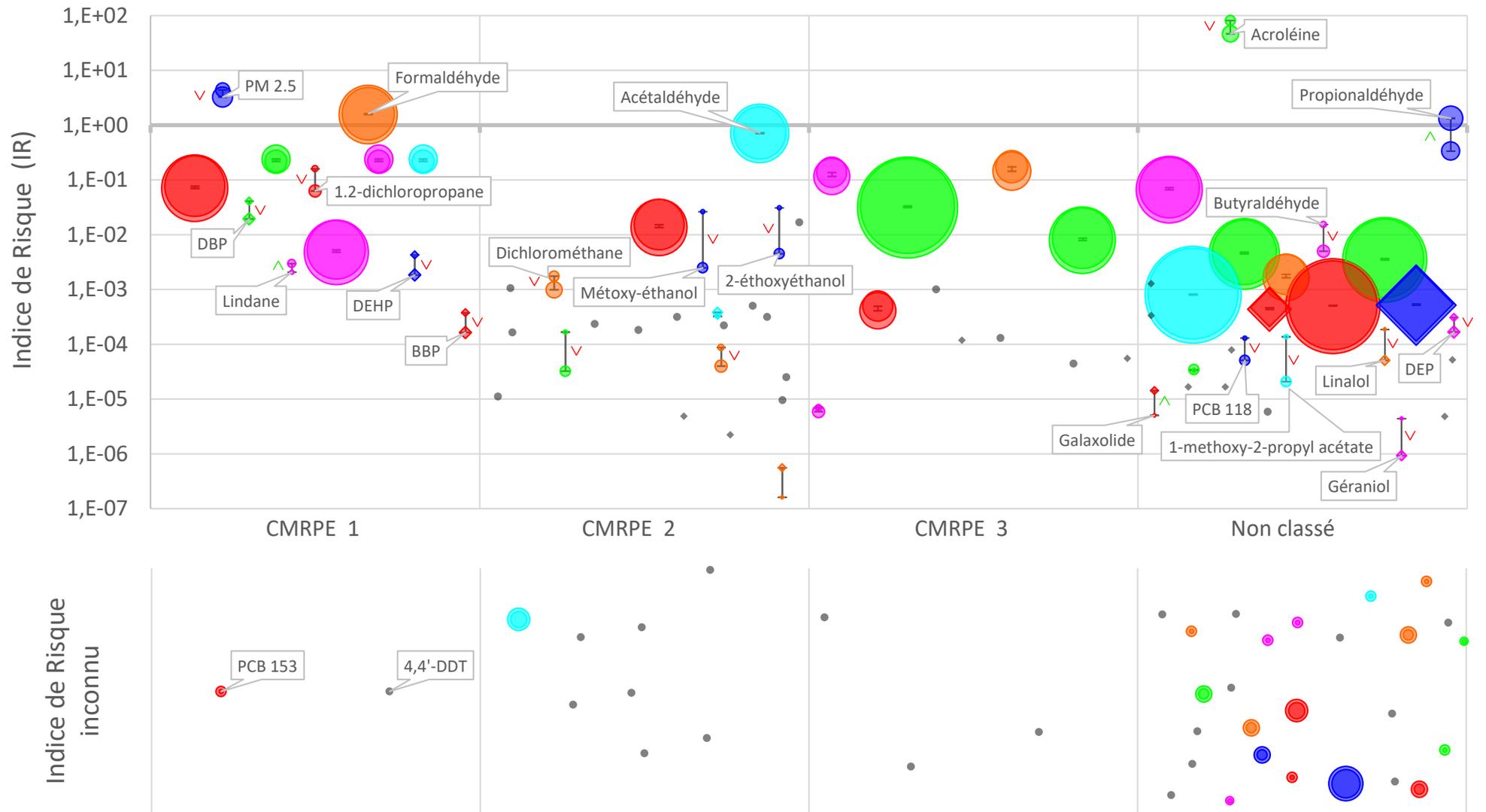


Figure 69 : Actualisation de la hiérarchisation des polluants avec l'ajout des résultats de l'étude POEME

# *Conclusion :*

## *Synthèse et perspectives*

Les travaux de recherche menés dans le cadre de cette thèse ont permis d'étudier plusieurs aspects de la qualité de l'air dans les espaces de bureaux, de son potentiel d'amélioration vis-à-vis de traceurs bien connus par l'emploi de matériaux adsorbants (chapitre 1 et 2), à sa caractérisation étendue à un éventail beaucoup plus large de substances par le développement d'une méthode de hiérarchisation sanitaire des polluants qui peuvent être présents dans l'air.

L'évaluation du potentiel des matériaux adsorbants pour l'amélioration de la qualité de l'air des environnements de bureau a été étudiée par une approche originale combinant expérimentations en chambre d'essai et modélisation dynamique des transferts de polluants au sein des matériaux, dans l'ambiance, et aux interfaces entre ces deux compartiments.

Bien que poursuivant des objectifs spécifiques, les différents essais en environnement contrôlé qui ont été menés ont donné lieu à des résultats qui se recourent, témoignant ainsi de leur cohérence et de la robustesse globale des conclusions qui peuvent être tirées de l'étude. La première d'entre elles est la forte sélectivité des matériaux. Si quelques interrogations subsistent concernant l'adsorption de l'hexaldéhyde, qui n'a été générée qu'à de faibles niveaux de concentration dans la chambre d'essai, et dans une moindre mesure l'adsorption du toluène dans le matériau MA6, dont la part incombant au principe actif n'a pu être déterminée faute de matériau standard équivalent, il ressort des mesures de flux adsorbés dans les matériaux dépolluants et leur équivalent standard que les principes actifs intégrés agissent prioritairement sur le formaldéhyde. Le seul effet notoire relevé pour d'autres polluants, parmi ceux sélectionnés, concerne le système acétaldéhyde/plaque de plâtre MA5. Les flux d'adsorption mesurés dans ce matériau sont cependant 3 à 4 fois plus faibles que pour le formaldéhyde. L'irréversibilité, a minima partielle de l'adsorption, qui est une caractéristique essentielle pour prétendre améliorer de manière significative et durable la qualité de l'air intérieur, n'a par ailleurs pu être mise en évidence que pour trois des six matériaux étudiés vis-à-vis du formaldéhyde (MA1, MA2 et MA5). Les résultats expérimentaux nous ont donc amené à restreindre le champ de l'étude numérique à la modélisation de l'exposition au formaldéhyde et à l'évaluation des effets de ces trois seuls matériaux, qui se caractérisent néanmoins par des pouvoirs d'adsorption (flux adsorbés) et des capacités d'adsorption chimiques très différentes.

Les simulations numériques ont pris comme référence un bureau représentatif de configurations réelles en termes d'architecture, de gestion climatique, et d'émissions en formaldéhyde. Elles ont permis d'aborder les questions d'efficacité et de durée d'activité des matériaux adsorbants, en fonction de leur mise en œuvre dans les bâtiments (installation sur les murs ou au plafond, agencement des matériaux au sein des parois).

Le nombre et la variété des configurations simulées permet en premier lieu d'observer que ces deux aspects de la performance sont liés et fortement dépendants du niveau d'émission par les sources internes d'une part, et du mode de gestion climatique du bâtiment (ventilation/conditionnement d'air)

d'autre part. Du point de vue méthodologique, ces conclusions soulignent l'intérêt de recourir à la modélisation pour étudier ces solutions d'épuration de l'air intérieur : seule une modélisation du type de celle qui a été développée (modélisation zonale) permet de représenter la complexité des transferts couplés entre les parois et l'ambiance, de caractériser l'hétérogénéité des concentrations en polluants dans le volume des pièces et son impact sur les transferts aux interfaces avec les matériaux, et finalement d'appréhender la performance des matériaux adsorbants sur des temps longs pour des conditions environnementales diverses et variées.

Les résultats des simulations réalisées permettent ensuite de mettre en évidence un réel potentiel de réduction des concentrations en formaldéhyde par les matériaux adsorbants, quand ils sont disposés sur les parois verticales. Dans ces conditions, leur surface développée dans la pièce et les niveaux de concentrations au voisinage des parois permettent d'atteindre des efficacités d'abattement comprises entre 50 et 70 % lorsque le formaldéhyde est capté dans l'air. Les trois matériaux étudiés sont également capables d'effacer complètement les émissions dans l'air des matériaux sur lesquels ils sont appliqués. Le problème réside dans le maintien de ces performances dans le temps : telle qu'elle a été définie (temps au bout duquel l'efficacité chute en dessous de 10 %) la durée d'activité des peintures ne dépasse pas 1 mois, et celle de la plaque de plâtre nue est au maximum de 2 ans. Si cette dernière est peinte, la réduction des flux adsorbés par la résistance au transfert de formaldéhyde permet en revanche d'atteindre des durées d'activité de plusieurs années, voire peut-être dizaines d'années.

Il est très important de conserver à l'esprit que ces résultats chiffrés d'efficacité et de durée d'activité sont spécifiques à l'environnement et aux conditions simulées. Il convient par conséquent de se garder de les extrapoler à ce qu'ils seraient dans d'autres environnements intérieurs, comme des logements par exemple. Dans les configurations simulées, l'intermittence de la ventilation conjuguée aux fortes émissions par le mobilier, conduisent à des concentrations très élevées pendant la nuit et les week-ends, qui impactent fortement la durée d'activité des matériaux. Des efficacités moins élevées mais plus durables sont à envisager pour les bâtiments où la charge de formaldéhyde est à la fois plus faible et plus constante dans le temps.

Les résultats obtenus permettent de dégager des perspectives d'évolution des normes dédiées aux matériaux adsorbants. A ce jour, les essais suivant la norme ISO 16000-23 visent ainsi à apprécier leur efficacité d'épuration du formaldéhyde par comparaison des concentrations mesurées dans une chambre d'essai de grand volume avec et sans les matériaux disposés sur ses parois, pour une concentration générée en entrée de  $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (plus éventuellement 50 ou  $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  si l'influence de la concentration est à caractériser). Les mesures réalisées dans le cadre de notre étude ayant montré que les flux adsorbés dépendent fortement de la charge de pollution dans la pièce, la mise en œuvre de tests normalisés à des concentrations dans l'air de ventilation plus représentatives de conditions réelles donnerait assurément une image plus précise de l'efficacité à attendre. De plus, la norme prévoit une mesure de la capacité d'adsorption des matériaux, ce qui apparaît essentiel à la lecture des résultats de notre étude, mais il s'agit dans les faits d'une mesure de capacité d'adsorption partielle puisque les tests ne sont pas conduits jusqu'à la saturation des matériaux, mais arrêtés lorsque le flux adsorbé a diminué de 50 % par rapport à sa valeur initiale. La mesure permet par conséquent de comparer les matériaux adsorbants entre eux, mais elle ne permet pas d'estimer leur durée d'activité. La mesure ne permet pas non plus de déterminer la nature des phénomènes d'adsorption (physique, chimique ou catalytique) mis en jeu, ce qui est pourtant une autre information essentielle pour juger de l'impact à attendre des matériaux intégrés aux bâtiments. Une phase de désorption, faisant suite à la phase d'adsorption, permettrait a minima d'apprécier le degré d'irréversibilité des processus mis en jeu. Bien que ne figurant pas dans la norme, cet essai de

désorption est parfois commandé par les fabricants et mis en avant dans les documentations des produits.

Les perspectives ouvertes par l'étude sont aussi d'ordre scientifique, à travers l'amélioration du modèle ou son utilisation pour d'autres applications dans le domaine de la qualité de l'air intérieur. L'implémentation de fonctions permettant de modéliser l'influence de l'humidité et de la température sur les dynamiques d'adsorption par les matériaux est évidemment une piste de développements de premier intérêt, si tant est que des données expérimentales soient disponibles pour alimenter les modèles. Dans le même ordre d'idée, couplé à un modèle de transfert de chaleur et d'humidité, le modèle de transfert de polluants dans les matériaux qui a été développé pourrait servir à caractériser d'autres phénomènes réactifs au sein des matériaux, comme l'émission dans l'air de polluants secondaires résultant de processus internes ou surfaciques d'hydrolyse, de thermolyse ou de photolyse.

Enfin, le travail réalisé ouvre des perspectives de développement industriel en pointant l'augmentation de la capacité d'adsorption chimique des matériaux, par la densification des principes actifs, comme un enjeu crucial pour l'ouverture à de plus larges parts de marché. Ceci est particulièrement vrai pour les peintures dont les durées d'activité estimées sont véritablement insuffisantes pour réduire durablement l'exposition des occupants au formaldéhyde.

Le second volet de la thèse a donné lieu à l'établissement d'une méthode dynamique de hiérarchisation des polluants de l'air intérieur, spécifique aux bâtiments de bureaux, et destinée à faire ressortir les polluants d'intérêt prioritaire à partir des données d'exposition et des connaissances toxicologiques actuelles. L'analyse se prétend la moins arbitraire possible en traitant comme deux composantes indépendantes les effets à seuil, par une approche quantitative des risques, et les effets sans seuil par l'analyse des dangers CMRPE des substances concernées. Aucune pondération entre les différents effets sur la santé n'est nécessaire, ce qui distingue la méthode de travaux similaires préalables, et renforce son caractère original.

Les critères d'éligibilité des études constituant la base de données définissent un cadre qui peut être modifié selon les exigences de l'utilisateur. Pour ce travail, les données de concentration ont été restreintes aux mesures réalisées au cours des 15 dernières années et aucun périmètre géographique n'a été fixé. Ces critères constituent un compromis entre un nombre de données suffisant pour mener l'analyse, et leur représentativité pour des bâtiments de bureaux actuels. Il n'en demeure pas moins que la pollution de l'air intérieur peut évoluer rapidement tant en nature qu'en concentrations, sous l'impulsion notamment des réglementations du bâtiment et des substances.

L'outil de hiérarchisation développé offre la possibilité d'introduire facilement de nouvelles données de concentrations dans la base de données ou au contraire d'éliminer des données jugées obsolètes ou non pertinentes, de réduire leur périmètre géographique, et d'actualiser périodiquement les données toxicologiques des polluants. Elle confère un caractère dynamique et pérenne au travail réalisé, qui pourra être valorisé dans un contexte autre que celui de la thèse. Suivant les intérêts des utilisateurs, le mode de représentation graphique proposé peut par exemple permettre d'identifier les faiblesses dans la connaissance des expositions (taille du marqueur), et ainsi orienter les études vers la mesure de polluants déterminés, ou de visualiser l'évolution des préoccupations sanitaires (par comparaison des graphiques obtenus à différentes périodes) et ainsi rendre compte des effets des politiques publiques (déclassement progressifs de certaines substances, émergence de substituts, ...). Ce potentiel a été exploité suivant le premier axe uniquement, pour définir une stratégie de mesure des expositions à des polluants émergents ou peu renseignés, qui s'est traduite par la mise en œuvre d'une campagne de mesures de la qualité de l'air intérieur dans 30 immeubles de bureaux en Nouvelle

Aquitaine. Ses résultats n'ont pour l'heure été valorisés que par l'actualisation de la hiérarchisation des polluants, mais leur contenu est riche et d'autres exploitations sont prévues.

L'analyse comparative des résultats de la méthode proposée et d'autres travaux de hiérarchisation des polluants dans des bureaux montre que la plupart des substances considérées comme prioritaires par ces autres travaux sont également identifiées comme tels par la méthode proposée. Cette dernière fait néanmoins ressortir quelques substances non identifiées par ailleurs. Une des perspectives majeures d'amélioration de la méthode réside dans la quantification du risque CMRPE, plutôt que l'évaluation du danger, quand davantage de données toxicologiques seront disponibles pour ce faire. Sans renier le principe fondamental d'évaluation des substances suivant deux critères indépendants, cela permettrait d'homogénéiser les approches d'évaluation des risques pour les effets à seuil et sans seuils. La quantification des risques CMRPE sur la base des concentrations mesurées contribuerait également à réduire le nombre de substances jugées comme étant prioritaires, et donc de cibler encore plus précisément celles-ci.

Les implications pratiques et les perspectives ouvertes par ce travail de thèse sont donc nombreuses et de natures différentes. Le lien entre les deux volets de la qualité de l'air dans les bureaux qui ont été étudiés s'est largement distendu au fil des recherches par la démonstration de l'extrême sélectivité des matériaux adsorbants, en termes de polluants traités. Ils se conjuguent au final à travers la réflexion à mener sur les moyens technologiques qui pourraient être déployés pour étendre la cible des systèmes d'épuration de l'air intérieur à d'autres polluants, avec bien sûr comme cadre de développement la sobriété énergétique et environnementale des bâtiments.

# Références

- Abadie, Marc O et Patrice Blondeau. 2011. « PANDORA database: A compilation of indoor air pollutant emissions ». p. 13.
- Abdallah, Mohamed Abou-Elwafa, Stuart Harrad et Adrian Covaci. 2008. « Hexabromocyclododecanes and Tetrabromobisphenol-A in Indoor Air and Dust in Birmingham, UK: Implications for Human Exposure ». *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 18, p. 6855-6861. <<https://doi.org/10.1021/es801110a>>.
- ADEME. 2018. *Climat, Air, Energie, Chiffres clés*. <<https://www.ademe.fr/climat-air-energie>>.
- Air Breizh. 2009. *Etude de la qualité de l'air dans les locaux du Conseil Général des Côtes-d'Armor*.
- Air Breizh. 2010. *Etude de la qualité de l'air dans les locaux du Service Territorial Educatif de Milieu Ouvert de Rennes*.
- Air Lorraine. 2012. *Evaluation de la Qualité de l'air intérieur dans des bureaux de l'hôtel de ville à Fameck*.
- Air Normand. 2016a. *Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans un bâtiment de l'Armée de Salut du Havre*. Rapport n° 1180-09-7.
- Air Normand. 2016b. *Evaluation de la qualité de l'air intérieur au sein de la Pépinière d'entreprises Seine Ecopolis*. Rapport n° 1180-012.
- Akal, Dilsad, Sema Yurdakul, Mihriban Yılmaz Civan, Gürdal Tuncel et Hülya Yavuz Ersan. 2015. « Sources of Volatile Organic Compounds in a University Building ». *Environmental Forensics*, vol. 16, n° 2, p. 173-185. <<https://doi.org/10.1080/15275922.2015.1022913>>.
- Allard, Francis, Anne-Lise Tiffonnet, Marc O Abadie et Patrice Blondeau. 2001. *Synthèse et analyse prospective de travaux réalisés dans le cadre du groupe de pilotage sur la qualité des ambiances (GPQA)*.
- Alméras, Clotilde. 2010. *Hierarchisation sanitaire des polluants de l'environnement intérieur : mise à jour pour le cas des logements et extrapolation à d'autres environnements intérieurs*. <[https://documentation.ehesp.fr/memoires/2010/igs/note\\_synthese\\_almeras.pdf](https://documentation.ehesp.fr/memoires/2010/igs/note_synthese_almeras.pdf)>.
- An, Y., J. S. Zhang et C. Y. Shaw. 1999. « Measurements of VOC Adsorption/Desorption Characteristics of Typical Interior Building Materials ». *HVAC&R Research*, vol. 5, n° 4, p. 297-316. <<https://doi.org/10.1080/10789669.1999.10391240>>.
- ANSES. 2014. *Étude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur*. <<https://www.anses.fr/fr/system/files/AUT-Ra-CoutAirInterieurSHS2014.pdf>>. Consulté le 25 octobre 2019.
- Anses. 2015. *Avis et rapport de l'Anses relatifs à « Appui à l'étiquetage des produits d'ameublement »*.

- ANSES. 2017. *Identification et analyse des différentes techniques d'épuration d'air intérieur émergentes*. <<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2012SA0236Ra.pdf>>. Consulté le 26 octobre 2019.
- Araji, Mohamad T., Stephen D. Ray et Luke Leung. 2017. « Pilot-study on airborne PM 2.5 filtration with particle accelerated collision technology in office environments ». *Sustainable Cities and Society*, vol. 28, p. 101-107. <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.08.023>>.
- Araki, A., I. Saito, A. Kanazawa, K. Morimoto, K. Nakayama, E. Shibata, M. Tanaka, T. Takigawa, T. Yoshimura, H. Chikara, Y. Saijo et R. Kishi. 2014. « Phosphorus flame retardants in indoor dust and their relation to asthma and allergies of inhabitants ». *Indoor Air*, vol. 24, n° 1, p. 3-15. <<https://doi.org/10.1111/ina.12054>>.
- ASPA. 2009. *Campagne de mesures de la qualité de l'air dans un bureau, Préfecture Haut-Rhin - Colmar*.
- ASPA. 2011. *Campagne de mesures de la qualité de l'air intérieur au sein de l'ABRAPA située à Neuhof, Rapport relatif à la campagne de mesures qui s'est déroulée du 19 au 22 novembre 2010*.
- Atmo Franche-Comté. 2016. *Rapport d'essais - Résultats des mesures de la qualité de l'air intérieur - Client: Conseil départemental du Jura*. Rapport n°QAI-RE-2016-0003-A.
- Atmo Nord-Pas-de-Calais. 2007a. *Campagne d'évaluation de la qualité de l'air à l'intérieur et aux abords de la mairie de Cambrai*. Rapport n°21-2007-SE.
- Atmo Nord-Pas-de-Calais. 2007b. *Etude réalisée à l'intérieur de l'Hôtel Communautaire d'Artois Comm du 23 Juillet au 6 Août 2007*. Rapport n°23/2007/SE.
- Atmo Nord-Pas-de-Calais. 2008. *Etude réalisée dans les bureaux d'Atmo Nord - Pas de Calais du 14 au 16 Mai 2007*. Rapport n°24/2007/SE.
- Atmo Poitou-Charentes. 2009. *Mesure de la qualité de l'air dans des bureaux de la mairie de Poitiers*. Rapport n°QAI\_EXT\_09\_115.
- Atmos'air Bourgogne. 2011. *Mesure de la qualité de l'air intérieur dans les locaux du Grand Dijon*. Rapport n° 77.
- Axley, James W. 1993. « Modeling Sorption Transport In Rooms And Sorption Filtration Systems For Building Air Quality Analysis ». *Indoor Air*, vol. 3, n° 4, p. 298-309. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1993.00012.x>>.
- Azuma, Kenichi, Iwao Uchiyama et Koichi Ikeda. 2007. « The Risk Screening for Indoor Air Pollution Chemicals in Japan: The Risk Screening for Indoor Air Pollution Chemicals in Japan ». *Risk Analysis*, vol. 27, n° 6, p. 1623-1638. <<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2007.00993.x>>.
- Bergh, C., R. Torgrip, G. Emenius et C. Östman. 2011. « Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust - a multi-location indoor study: Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust ». *Indoor Air*, vol. 21, n° 1, p. 67-76. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2010.00684.x>>.
- Blondeau, Patrice. 2008. *Caractérisation et modélisation des transports de polluants dans les environnements intérieurs*.

- Blondeau, Patrice, Céline Seguy, Jérôme Nicolle et Marc O Abadie. 2014. « Experimental characterization and modeling of a functional wall covering removing formaldehyde from the indoor air ». In *Indoor Air 2014*. (2014), p. 8.
- Bodalal, A, J S Zhang et E G Plett. 2000. « A method for measuring internal diffusion and equilibrium partition coefficients of volatile organic compounds for building materials ». *Building and Environment*, p. 10.
- Bourdin, Delphine, Pierre Mocho, Valérie Desauziers et Hervé Plaisance. 2014. « Formaldehyde emission behavior of building materials: On-site measurements and modeling approach to predict indoor air pollution ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 280, p. 164-173. <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.065>>.
- Bozkurt, Zehra, Güray Doğan, Demet Arslanbaş, Beyhan Pekey, Hakan Pekey, Yetkin Dumanoglu, Abdurrahman Bayram et Gürdal Tuncel. 2015. « Determination of the personal, indoor and outdoor exposure levels of inorganic gaseous pollutants in different microenvironments in an industrial city ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, n° 9. <<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4816-8>>.
- Burton, L E, J G Girman et S E Womble. 2000. « Airborne particulate matter within 100 randomly selected office buildings in the United States (BASE) ». In *Healthy Buildings 2000*. (2000), p. 6.
- Chang, John C. S., Leslie E. Sparks, Zhishi Guo et Roy Fortmann. 1998. « Evaluation of Sink Effects on VOCs from a Latex Paint ». *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 48, n° 10, p. 953-958. <<https://doi.org/10.1080/10473289.1998.10463743>>.
- Cicolella, A. 2011. « Évaluation des risques et perturbateurs endocriniens : le changement de paradigme ». *Médecine & Longévité*, vol. 3, n° 2, p. 53-55. <<https://doi.org/10.1016/j.mlong.2011.07.001>>.
- Colombo, Angelo, Maurizio Bortoli, Helmut Knoppel, Emilio Pecchio et Henk Vissers. 1993. « Adsorption Of Selected Volatile Organic Compounds On A Carpet, A Wall Coating, And A Gypsum Board In A Test Chamber ». *Indoor Air*, vol. 3, n° 4, p. 276-282. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1993.00009.x>>.
- Costarramone, N., B. Kartheuser, C. Pecheyran, T. Pigot et S. Lacombe. 2015. « Efficiency and harmfulness of air-purifying photocatalytic commercial devices: From standardized chamber tests to nanoparticles release ». *Catalysis Today*, vol. 252, p. 35-40. <<https://doi.org/10.1016/j.cattod.2015.01.008>>.
- Crump, Kenny S. 1984. « A New Method for Determining Allowable Daily Intakes ». p. 18.
- Debono, Olivier. 2011. « Oxydation photocatalytique de composés organiques volatils et suivi de leurs intermédiaires réactionnels: étude en réacteurs statique et dynamique à des concentrations typiques de l'air intérieur ».
- Delgado-Saborit, Juana Maria, Christopher Stark et Roy M. Harrison. 2011. « Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards ». *Environment International*, vol. 37, n° 2, p. 383-392. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.10.011>>.
- Destailats, Hugo, Randy L. Maddalena, Brett C. Singer, Alfred T. Hodgson et Thomas E. McKone. 2008. « Indoor pollutants emitted by office equipment: A review of reported data and information

- needs ». *Atmospheric Environment*, vol. 42, n° 7, p. 1371-1388. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.080>>.
- Destailats, Hugo, Mohamad Sleiman, Douglas P. Sullivan, Catherine Jacquiod, Jean Sablayrolles et Laurent Molins. 2012. « Key parameters influencing the performance of photocatalytic oxidation (PCO) air purification under realistic indoor conditions ». *Applied Catalysis B: Environmental*, vol. 128, p. 159-170. <<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2012.03.014>>.
- DHUP. 2014. *Evaluation de la contribution des matériaux de construction à la qualité de l'air intérieur (Etude préalable)*. Coll. « Convention DHUP 2012 – Action n° 11 », Rapport CSTB n° SC-14-044. 2014.
- Dodson, Robin E., E. Andres Houseman, Jonathan I. Levy, John D. Spengler, James P. Shine et Deborah H. Bennett. 2007. « Measured and Modeled Personal Exposures to and Risks from Volatile Organic Compounds ». *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 24, p. 8498-8505. <<https://doi.org/10.1021/es071127s>>.
- Dong, Yongchun, Zhipeng Bai, Ruihua Liu et Tan Zhu. 2007. « Decomposition of indoor ammonia with TiO<sub>2</sub>-loaded cotton woven fabrics prepared by different textile finishing methods ». *Atmospheric Environment*, vol. 41, n° 15, p. 3182-3192. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.08.056>>.
- Duval, Geneviève et Brigitte Simonot. 2010. « Les perturbateurs endocriniens: un enjeu sanitaire pour le XXI<sup>ème</sup> siècle ». *Air Pur*, vol. 79, p. 9.
- European Commission. 2000. *Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption - Annexe 13: List of 146 substances with endocrine disruption classifications prepared in the Expert meeting*. <[http://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh\\_annex\\_13.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh_annex_13.pdf)>. Consulté le 30 mai 2018.
- European Commission. 2016. *Règlement CLP - Annexe VI: Classification et étiquetage harmonisés pour certaines substances dangereuses*.
- Faiz, Yasir, Wei Zhao, Jianfang Feng, Cheng Sun, Huan He et Jiping Zhu. 2016. « Occurrence of triphenylphosphine oxide and other organophosphorus compounds in indoor air and settled dust of an institute building ». *Building and Environment*, vol. 106, p. 196-204. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.06.022>>.
- Fisk, W. J., A. G. Mirer et M. J. Mendell. 2009. « Quantitative relationship of sick building syndrome symptoms with ventilation rates ». *Indoor Air*, vol. 19, n° 2, p. 159-165. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2008.00575.x>>.
- Fisk, William J., Douglas Black et Gregory Brunner. 2012. « Changing ventilation rates in U.S. offices: Implications for health, work performance, energy, and associated economics ». *Building and Environment*, vol. 47, p. 368-372. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.07.001>>.
- Fuller, Edward N, Paul D Schettler et J Calvin Giddings. 1966. « New method for prediction of binary gas-phase diffusion coefficient. » *Industrial & Engineering Chemistry Research*, p. 10.
- Geiss, Otmar, Carmen Cacho, Josefa Barrero-Moreno et Dimitrios Kotzias. 2012. « Photocatalytic degradation of organic paint constituents-formation of carbonyls ». *Building and Environment*, vol. 48, p. 107-112. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.08.021>>.

- Geiss, Otmar, Georgios Giannopoulos, Salvatore Tirendi, Josefa Barrero-Moreno, Bo R. Larsen et Dimitrios Kotzias. 2011. « The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data ». *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 22, p. 3676-3684. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.037>>.
- Gemenetzis, Panagiotis, Panagiotis Moussas, Anastasia Arditoglou et Constantini Samara. 2006. « Mass concentration and elemental composition of indoor PM2.5 and PM10 in University rooms in Thessaloniki, northern Greece ». *Atmospheric Environment*, vol. 40, n° 17, p. 3195-3206. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.049>>.
- Ginestet, Alain, Patrice Blondeau, Didier Frochot, Pascal Kaluzny, Marie Christine Lefèvre, Martine Ott, Frédéric De Blay, Laurence Pépin, Pugnet Dominique, Ribot Bénédicte et Squinazi Fabien. 2008. « A New Test Method for Indoor Air Cleaner ». In *Indoor Air 2008*. (Copenhagen, 2008), p. 8.
- Girman, JR, G E Hadwen, L E Burton, S E Womble et J F McCarth. 1999. « Individual volatile organic compound prevalence and concentrations in 56 buildings of the building assessment survey and evaluation (BASE) study ». In *Indoor Air 1999*. (1999), p. 460-465.
- Gross, Alexandre, Pierre Mocho, Hervé Plaisance, Christophe Cantau, Natacha Kinadjian, Christophe Yrieix et Valérie Desauziers. 2017. « Assessment of VOCs material/air exchanges of building products using the DOSEC®-SPME method ». *Energy Procedia*, vol. 122, p. 367-372. <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.318>>.
- Gunnarsen, Lars, Peter A. Nielsen et Peder Wolkoff. 1994. « Design and Characterization of the CLIMPAQ, Chamber for Laboratory Investigations of Materials, Pollution and Air Quality\* ». *Indoor Air*, vol. 4, n° 1, p. 56-62. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1994.t01-3-00007.x>>.
- Gunschera, J., J.R. Andersen, N. Schulz et T. Salthammer. 2009. « Surface-catalysed reactions on pollutant-removing building products for indoor use ». *Chemosphere*, vol. 75, n° 4, p. 476-482. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.055>>.
- Gunschera, Jan, Sibel Mentese, Tunga Salthammer et Jan Rud Andersen. 2013. « Impact of building materials on indoor formaldehyde levels: Effect of ceiling tiles, mineral fiber insulation and gypsum board ». *Building and Environment*, vol. 64, p. 138-145. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.03.001>>.
- Guo, H, S.C Lee, W.M Li et J.J Cao. 2003. « Source characterization of BTEX in indoor microenvironments in Hong Kong ». *Atmospheric Environment*, vol. 37, n° 1, p. 73-82. <[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00724-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00724-0)>.
- Habil, M., D.D. Massey et A. Taneja. 2016. « Personal and ambient PM 2.5 exposure assessment in the city of Agra ». *Data in Brief*, vol. 6, p. 495-502. <<https://doi.org/10.1016/j.dib.2015.12.040>>.
- Harrad, Stuart, Sadegh Hazrati et Catalina Ibarra. 2006. « Concentrations of Polychlorinated Biphenyls in Indoor Air and Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Air and Dust in Birmingham, United Kingdom: Implications for Human Exposure ». *Environmental Science & Technology*, vol. 40, n° 15, p. 4633-4638. <<https://doi.org/10.1021/es0609147>>.
- He, Zhangcan, Jianyin Xiong, Kazukiyo Kumagai et Wenhao Chen. 2019. « An improved mechanism-based model for predicting the long-term formaldehyde emissions from composite wood

- products with exposed edges and seams ». *Environment International*, vol. 132, p. 105086. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105086>>.
- Hodgson, A. T., H. Destailats, D. P. Sullivan et W. J. Fisk. 2007. « Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications ». *Indoor Air*, vol. 17, n° 4, p. 305-316. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2007.00479.x>>.
- Hodgson, Alfred T, Jianshun S Zhang, Beverly Guo et Jing Xu. 2009. « Development and Validation of a Scaling Method for Environmental Chamber Determination of VOC Emissions from Office Furniture ». p. 4.
- Horemans, Benjamin et René Van Grieken. 2010. « Speciation and diurnal variation of thoracic, fine thoracic and sub-micrometer airborne particulate matter at naturally ventilated office environments ». *Atmospheric Environment*, vol. 44, n° 12, p. 1497-1505. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.01.010>>.
- Hot, Julie, Jivko Topalov, Barnabé Wayser, Erick Ringot et Alexandra Bertron. 2018. « Efficiency assessment of a commercial photocatalytic coating to degrade NO under real-world conditions in an equipped experimental chamber ». In *Indoor Air 2018*. (2018), p. 2.
- IARC. 2018. *Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1-121*. <[http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List\\_of\\_Classifications.pdf](http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List_of_Classifications.pdf)>. Consulté le 30 mai 2018.
- INRS. 2005. *Méthode d'évaluation simplifiée du risqué chimique : un outil d'aide à la décision*.
- Jia, C., S. Batterman, C. Godwin, S. Charles et J.-Y. Chin. 2010. « Sources and migration of volatile organic compounds in mixed-use buildings: Sources and migration of VOCs ». *Indoor Air*, vol. 20, n° 5, p. 357-369. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2010.00643.x>>.
- Jo, Wan-Kuen et Jong-Dae Kim. 2010. « Personal exposure of graduate students attending the college of natural sciences or social sciences to volatile organic compounds on campus ». *Chemosphere*, vol. 81, n° 10, p. 1272-1279. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.020>>.
- Johnston, PK, G Hadwen, J McCarthy et JR Girman. 2002. « A screening-level ranking of toxic chemicals at levels typically found in indoor air ». *Indoor Air*, p. 6.
- Jørgensen, Rikke Bramming, Olav Bjorseth et Bjarne Malvik. 1999. « Chamber Testing of Adsorption of Volatile Organic Compounds (VOCs) on Material Surfaces ». *Indoor Air*, vol. 9, n° 1, p. 2-9. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1999.t01-3-00002.x>>.
- Jørgensen, Rikke Bramming, Tor Helge Dokka et Olav Bjorseth. 2000. « Introduction of a Sink-Diffusion Model to Describe the Interaction between Volatile Organic Compounds (VOCs) and Material Surfaces ». *Indoor Air*, vol. 10, n° 1, p. 27-38. <<https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2000.010001027.x>>.
- Kalimeri, Krystallia K., John G. Bartzis et Dikaia E. Saraga. 2017. « Commuters' Personal Exposure to Ambient and Indoor Ozone in Athens, Greece ». *Environments*, vol. 4, n° 3, p. 53. <<https://doi.org/10.3390/environments4030053>>.

- Kim, Hoon et Shin-ichi Tanabe. 2014. « Influence of sorption area ratio and test method on formaldehyde reduction performance for sorptive building materials ». *Construction and Building Materials*, vol. 70, p. 175-182. <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.07.110>>.
- Kim, Ki-Hyun, Ehsanul Kabir et Shamin Ara Jahan. 2017. « Exposure to pesticides and the associated human health effects ». *Science of The Total Environment*, vol. 575, p. 525-535. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>>.
- Kirchner, Séverine, Jean-François Arenes, Christian Cochet, Mickael Derbez, Cédric Duboudin, Patrick Elias, Anthony Gregoire, Béatrice Jédor, Jean-Paul Lucas, Nathalie Pasquier, Michèle Pigneret et Olivier Ramalho. 2006. *Campagne nationale Logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français - Rapport final*.
- Kirchner, Séverine, Jean-François Arenes, Christian Cochet, Mickael Derbez, Cédric Duboudin, Patrick Elias, Anthony Gregoire, Béatrice Jédor, Jean-Paul Lucas, Nathalie Pasquier, Michèle Pigneret et Olivier Ramalho. 2007. « État de la qualité de l'air dans les logements français ». *Environnement, Risques & Santé*, vol. 6, n° 4.
- Kortenkamp, Andreas, Olwenn Martin, Michael Faust, Richard Evans, Rebecca McKinlay, Frances Orton et Erika Rosivatz. 2011. *State of the art assesement of endocrine disrupters*. 070307/2009/550687/SER/D3. <[http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/sota\\_edc\\_final\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/sota_edc_final_report.pdf)>. Consulté le 29 mai 2018.
- Kotzias, Dimitrios, Otmar Geiss, Salvatore Tirendi, Josefa Barrero-Moreno, Vittorio Reina, Alberto Gotti, Graziella Cimino-Reale, Barbara Casati, Erminio Marafante et Dimosthenis Sarigiannis. 2009. « Exposure to multiple air contaminants in public buildings, schools and kindergartens - The european indoor air monitoring and exposure assessment (AIRMEX) study ». *Fresenius Environmental Bulletin*, vol. 18, n° 5, p. 13.
- Laborie, Stéphanie, Elodie Moreau-Guigon, Fabrice Alliot, Annie Desportes, Lucie Oziol et Marc Chevreuil. 2016. « A new analytical protocol for the determination of 62 endocrine-disrupting compounds in indoor air ». *Talanta*, vol. 147, p. 132-141. <<https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.09.028>>.
- Lee, Shun-Cheng, Hai Guo, Wai-Ming Li et Lo-Yin Chan. 2002. « Inter-comparison of air pollutant concentrations in different indoor environments in Hong Kong ». *Atmospheric Environment*, vol. 36, n° 12, p. 1929-1940. <[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00176-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00176-0)>.
- Li, Feng et Jianlei Niu. 2007. « Control of volatile organic compounds indoors—Development of an integrated mass-transfer-based model and its application ». *Atmospheric Environment*, vol. 41, n° 11, p. 2344-2354. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.022>>.
- Ligman, B, M Casey, E Braganza, A Coy, Y Redding et S Womble. 1999. « Airborne Particulate Matter Within School Environments in the United States ». In *Indoor Air 1999*. (1999), p. 255-261.
- Lithner, Delilah, Åke Larsson et Göran Dave. 2011. « Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition ». *Science of The Total Environment*, vol. 409, n° 18, p. 3309-3324. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>>.

- Little, John C, Alfred T Hodgson et Ashok J Gadgil. 1994. « Modeling emissions of volatile organic compounds from new carpets ». *Atmospheric Environment*, vol. 28, n° 2, p. 227-234. <[https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90097-3](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90097-3)>.
- Liu, Xiaoyu, Mark A. Mason, Zhishi Guo, Kenneth A. Krebs et Nancy F. Roache. 2015. « Source emission and model evaluation of formaldehyde from composite and solid wood furniture in a full-scale chamber ». *Atmospheric Environment*, vol. 122, p. 561-568. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.062>>.
- Loffredo, C. A., Y. Tang, M. Momen, K. Makambi, G. N. Radwan et A. Aboul-Foutoh. 2016. « PM 2.5 as a marker of exposure to tobacco smoke and other sources of particulate matter in Cairo, Egypt ». *The International Journal of Tuberculosis and Lung Disease*, vol. 20, n° 3, p. 417-422. <<https://doi.org/10.5588/ijtld.15.0316>>.
- Logue, J. M., T. E. McKone, M. H. Sherman et B. C. Singer. 2011. « Hazard assessment of chemical air contaminants measured in residences: Hazard assessment of indoor air contaminants ». *Indoor Air*, vol. 21, n° 2, p. 92-109. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2010.00683.x>>.
- Lu, H, N Zimmerman, G Carlson et H Cember. 2005. « Sorptive effects of volatile organic compounds (VOCs) on activated carbon fibers (ACF) and indoor sink materials - A test chamber study ». In *Indoor Air*. (2005), p. 5.
- Macher, JM, FC Tsai, LE Burton et K-S Liu. 2002. « Concentration of cat and dust mite allergens in 93 U.S. office buildings ». In *Indoor Air 2002*. (2002), p. 359-364.
- Mandin, Corinne, Laetitia Malingre, Anthony Grégoire et Claire Dassonville. 2018. « Indoor air quality in French office buildings: a nationwide study ». In *Proceedings of Indoor Air 2018*. (2018), p. 2.
- Mandin, Corinne, Olivier RAMALHO, Bruno BERTHINEAU, Valérie COCHET, Anthony GREGOIRE, Cécile PIGNON et Doriane ROUSSELLE. 2015. *Campagne nationale de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur dans les immeubles de bureaux: Poursuite des instrumentations et premier état de la Qualité de l'Air*. CSTB-OQAI/2015-022.
- Mandin, Corinne, Marilena Trantallidi, Andrea Cattaneo, Nuno Canha, Victor G. Mihucz, Tamás Szigeti, Rosanna Mabilia, Erica Perreca, Andrea Spinazzè, Serena Fossati, Yvonne De Kluizenaar, Eric Cornelissen, Ioannis Sakellaris, Dikaia Saraga, Otto Hänninen, Eduardo De Oliveira Fernandes, Gabriela Ventura, Peder Wolkoff, Paolo Carrer et John Bartzis. 2017. « Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe – The OFFICAIR study ». *Science of The Total Environment*, vol. 579, p. 169-178. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.238>>.
- Masel, Richard I. 1996. *Principles of Adsorption and Reaction on Solid Surfaces*.
- Massey, David D., Mahima Habil et Ajay Taneja. 2016. « Particles in different indoor microenvironments-its implications on occupants ». *Building and Environment*, vol. 106, p. 237-244. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.06.036>>.
- Matura, Mihly, An Goossens, Olivia Bordalo, Begoa Garcia-Bravo, Kerstin Magnusson, Karin Wrangsj et Ann-Therese Karlberg. 2002. « Oxidized citrus oil (R-limonene): A frequent skin sensitizer in Europe ». *Journal of the American Academy of Dermatology*, vol. 47, n° 5, p. 709-714. <<https://doi.org/10.1067/mjd.2002.124817>>.

- Maupetit, François, Mélanie Nicolas, Guillaume Sérafin et Patrice Blondeau. 2017. *Emissions des matériaux de construction assemblés sous forme de parois : Caractérisation expérimentale et modélisation simplifiée de la qualité de l'air intérieur*. Rapport final de contrat n° 1404C0068 entre le CSTB, La Rochelle Université et l'ADEME. 193 p. <[www.ademe.fr/mediatheque](http://www.ademe.fr/mediatheque)>.
- Meeker, John D. et Heather M. Stapleton. 2009. « House Dust Concentrations of Organophosphate Flame Retardants in Relation to Hormone Levels and Semen Quality Parameters ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 118, n° 3, p. 318-323. <<https://doi.org/10.1289/ehp.0901332>>.
- Meininghaus, R., L. Gunnarsen et H. N. Knudsen. 2000. « Diffusion and Sorption of Volatile Organic Compounds in Building Materials—Impact on Indoor Air Quality ». *Environmental Science & Technology*, vol. 34, n° 15, p. 3101-3108. <<https://doi.org/10.1021/es991291i>>.
- Meininghaus, R. et E. Uhde. 2002. « Diffusion studies of VOC mixtures in a building material ». *Indoor Air*, vol. 12, n° 4, p. 215-222. <<https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2002.01131.x>>.
- Mendonça, Kátia Cordeiro, Marc Olivier Abadie et Patrice Blondeau. 2013. « Modeling Gaseous Pollutant Distribution using the Zonal Approach: Case Study of an Office Space ». In *IAQ 2013 - Environmental Health in Low Energy Buildings*. (2013), p. 11.
- Milton, Donald K., P. Mark Glencross et Michael D. Walters. 2000. « Risk of Sick Leave Associated with Outdoor Air Supply Rate, Humidification, and Occupant Complaints ». *Indoor Air*, vol. 10, n° 4, p. 212-221. <<https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2000.010004212.x>>.
- Mo, Jinhan, Yinping Zhang, Qijian Xu, Jennifer Joaquin Lamson et Rongyi Zhao. 2009. « Photocatalytic purification of volatile organic compounds in indoor air: A literature review ». *Atmospheric Environment*, vol. 43, n° 14, p. 2229-2246. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.034>>.
- Moreau-Guigon, Elodie, Fabrice Alliot, Johnny Gaspéri, Martine Blanchard, Marie-Jeanne Teil, Corinne Mandin et Marc Chevreuil. 2016. « Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air ». *Atmospheric Environment*, vol. 147, p. 423-433. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.10.006>>.
- Mosqueron, Luc et Vincent Nedellec. 2002. *Hierarchisation sanitaire des paramètres mesurés dans les bâtiments par l'observatoire de la qualité de l'air intérieur*. DDD/SB-2002-46. 98 p.
- Mosqueron, Luc et Vincent Nedellec. 2005. *Hierarchisation sanitaire des paramètres d'intérêt pour l'observatoire de la qualité de l'air intérieur: application aux phtalates, parafines chlorées à chaîne courte, organo-étains, alkyl phenols et retardateurs de flamme bromés*. DDD-SB/2005-87. 55 p.
- Musy, Marjorie. 1999. « Génération automatique de modèles zonaux pour l'étude du comportement thermo-aéraulique des bâtiments ». La Rochelle Université.
- Nicolas, Mélanie, Delphine Boutry, Vincent Bartolomei, Stéphane Delaby, Gwendal Loisel, François Maupetit, Arthur Sang, Priscilla Thiry, Jean-François Damlencourt, Brice Fiorentino, Arnaud Guiot et Cécile Philippot. 2012. *Impact des matériaux photocatalytiques sur la qualité de l'air des environnements intérieurs (IMP-AIR)*. <[https://www.primequal.fr/sites/default/files/imp-air\\_rf.pdf](https://www.primequal.fr/sites/default/files/imp-air_rf.pdf)>. Consulté le 27 octobre 2019.

- Nicolas, Mélanie, Laura Chiappini et Barbara D'Anna. 2012. *Activités domestiques et qualité de l'air intérieur : émissions, réactivité et produits secondaires*. Convention ADEME n° 962C0071. 150 p.
- Nørgaard, A. W., V. Kofoed-Sørensen, C. Mandin, G. Ventura, R. Mabilia, E. Perreca, A. Cattaneo, A. Spinazzè, V. G. Mihucz, T. Szigeti, Y. de Kluizenaar, H. J. M. Cornelissen, M. Trantallidi, P. Carrer, I. Sakellaris, J. Bartzis et P. Wolkoff. 2014. « Ozone-initiated Terpene Reaction Products in Five European Offices: Replacement of a Floor Cleaning Agent ». *Environmental Science & Technology*, vol. 48, n° 22, p. 13331-13339. <<https://doi.org/10.1021/es504106j>>.
- ODPM. 2006. *Housing Health and Safety Rating System : Operating Guidance*. 185 p.
- Oikawa, Daisuke, Taisuke Shindo et Yoshika Sekine. 2014. « Reduction of indoor air concentration of formaldehyde by adsorptive polymer for preventing long term exposure effects in residences ». In *Indoor Air 2014*. (2014), p. 5.
- Ongwandee, Maneerat, Rathakheth Moonrinta, Sirima Panyametheekul, Chalengkwan Tangbanluekal et Glenn Morrison. 2009. « Concentrations and Strengths of Formaldehyde and Acetaldehyde in Office Buildings in Bangkok, Thailand ». *Indoor and Built Environment*, vol. 18, n° 6, p. 569-575. <<https://doi.org/10.1177/1420326X09349897>>.
- Ongwandee, Maneerat, Rathakheth Moonrinta, Sirima Panyametheekul, Chalengkwan Tangbanluekal et Glenn Morrison. 2011. « Investigation of volatile organic compounds in office buildings in Bangkok, Thailand: Concentrations, sources, and occupant symptoms ». *Building and Environment*, vol. 46, n° 7, p. 1512-1522. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.01.026>>.
- OQAI. 2014. *Bulletin de l'OQAI* n°8. 8. <[http://www.oqai.fr/userdata/documents/460\\_Bulletin8\\_QAI\\_Confort\\_Bureaux.pdf](http://www.oqai.fr/userdata/documents/460_Bulletin8_QAI_Confort_Bureaux.pdf)>. Consulté le 29 mai 2018.
- Othman, Murnira, Mohd Talib Latif et Ahmad Fariz Mohamed. 2016. « The PM10 compositions, sources and health risks assessment in mechanically ventilated office buildings in an urban environment ». *Air Quality, Atmosphere & Health*, vol. 9, n° 6, p. 597-612. <<https://doi.org/10.1007/s11869-015-0368-x>>.
- Pekey, Hakan et Demet Arslanbaş. 2008. « The Relationship Between Indoor, Outdoor and Personal VOC Concentrations in Homes, Offices and Schools in the Metropolitan Region of Kocaeli, Turkey ». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 191, n° 1-4, p. 113-129. <<https://doi.org/10.1007/s11270-007-9610-y>>.
- Prin, Hélène, Patrice Blondeau, François Maupetit, Christophe Yrieix et Bernard Collignan. 2010. « Towards the development of a physically-based model representing primary and secondary emissions of formaldehyde from materials containing urea-formaldehyde resin ». In *7th International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation in Buildings (IAQVEC)*. (Syracuse, New York, U.S.A., août 2010).
- Queron, Jessica, Adeline Floch-Barneaud, François Lestremau, Caroline Marchand, Marc Durif, Claire Delahaye, Luc Mosqueron, Claire Segala et Karine Tack. 2012. « Development of air and dust sampling methods for quantitative measurements of polybromated diphenyl ethers (PBDEs) in offices ». In *Proceedings of Healthy Buildings 2012*. (2012), p. 8.

- Ragazzi, M., E. C. Rada, S. Zanoni et G. Andreottola. 2014. « The role of particulate matter in offices for urban air quality management ». In *Proceedings of The Sustainable City IX*. (2014), p. 1403-1412. <<https://doi.org/10.2495/SC141182>>. Consulté le 29 mai 2018.
- Rizk, Malak. 2015. « Développement, validation et mise en oeuvre sur le terrain d'une méthode de caractérisation in-situ des processus de sorption des composés organiques volatils par les matériaux de cons ».
- Rizk, Malak, Marie Verrielle, Maxence Mendez, Nadège Blond, Sébastien Dusanter, Coralie Schoemaeker, Patrice Blondeau, Stéphane Le Calvé et Nadine Locoge. 2016. « Fast sorption measurements of VOCs on building materials: Part 2 – Comparison between FLEC and CLIMPAQ methods ». *Building and Environment*, vol. 99, p. 239-251. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.12.016>>.
- Sakai, Kiyoshi, Michihiro Kamijima, Eiji Shibata, Hiroyuki Ohno et Tamie Nakajima. 2009. « Annual transition and seasonal variation of indoor air pollution levels of 2-ethyl-1-hexanol in large-scale buildings in Nagoya, Japan ». *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 11, n° 11, p. 2068. <<https://doi.org/10.1039/b910558a>>.
- Salonen, Heidi J., Anna-Liisa Pasanen, Sanna K. Lappalainen, Henri M. Riuttala, Tapani M. Tuomi, Pertti O. Pasanen, Beatrice C. Bäck et Kari E. Reijula. 2009. « Airborne Concentrations of Volatile Organic Compounds, Formaldehyde and Ammonia in Finnish Office Buildings with Suspected Indoor Air Problems ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 6, n° 3, p. 200-209. <<https://doi.org/10.1080/15459620802707835>>.
- Salthammer, T. et F. Fuhrmann. 2007. « Photocatalytic Surface Reactions on Indoor Wall Paint ». *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 18, p. 6573-6578. <<https://doi.org/10.1021/es070057m>>.
- Sangiorgi, G., L. Ferrero, B.S. Ferrini, C. Lo Porto, M.G. Perrone, R. Zangrando, A. Gambaro, Z. Lazzati et E. Bolzacchini. 2013. « Indoor airborne particle sources and semi-volatile partitioning effect of outdoor fine PM in offices ». *Atmospheric Environment*, vol. 65, p. 205-214. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.050>>.
- Sekine, Y et A Nishimura. 2001. « Removal of formaldehyde from indoor air by passive type air-cleaning materials ». *Atmospheric Environment*, vol. 35, n° 11, p. 2001-2007. <[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00465-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00465-9)>.
- Seo, Janghoo, Shinsuke Kato, Yuji Ataka et Satoko Chino. 2009. « Performance test for evaluating the reduction of VOCs in rooms and evaluating the lifetime of sorptive building materials ». *Building and Environment*, vol. 44, n° 1, p. 207-215. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.02.013>>.
- Seppanen, O., W. J. Fisk et Q. H. Lei. 2006. « Ventilation and performance in office work ». *Indoor Air*, vol. 16, n° 1, p. 28-36. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2005.00394.x>>.
- Shaughnessy, Richard, David Reisdorph et Glenn Morrison. 2014. « Field testing to estimate ozone emission rates of in-duct air cleaners in occupied homes ». In *Indoor Air 2014*. (2014), p. 5.
- Sidheswaran, Meera A., Hugo Destailats, Douglas P. Sullivan, Sebastian Cohn et William J. Fisk. 2012. « Energy efficient indoor VOC air cleaning with activated carbon fiber (ACF) filters ». *Building and Environment*, vol. 47, p. 357-367. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.07.002>>.

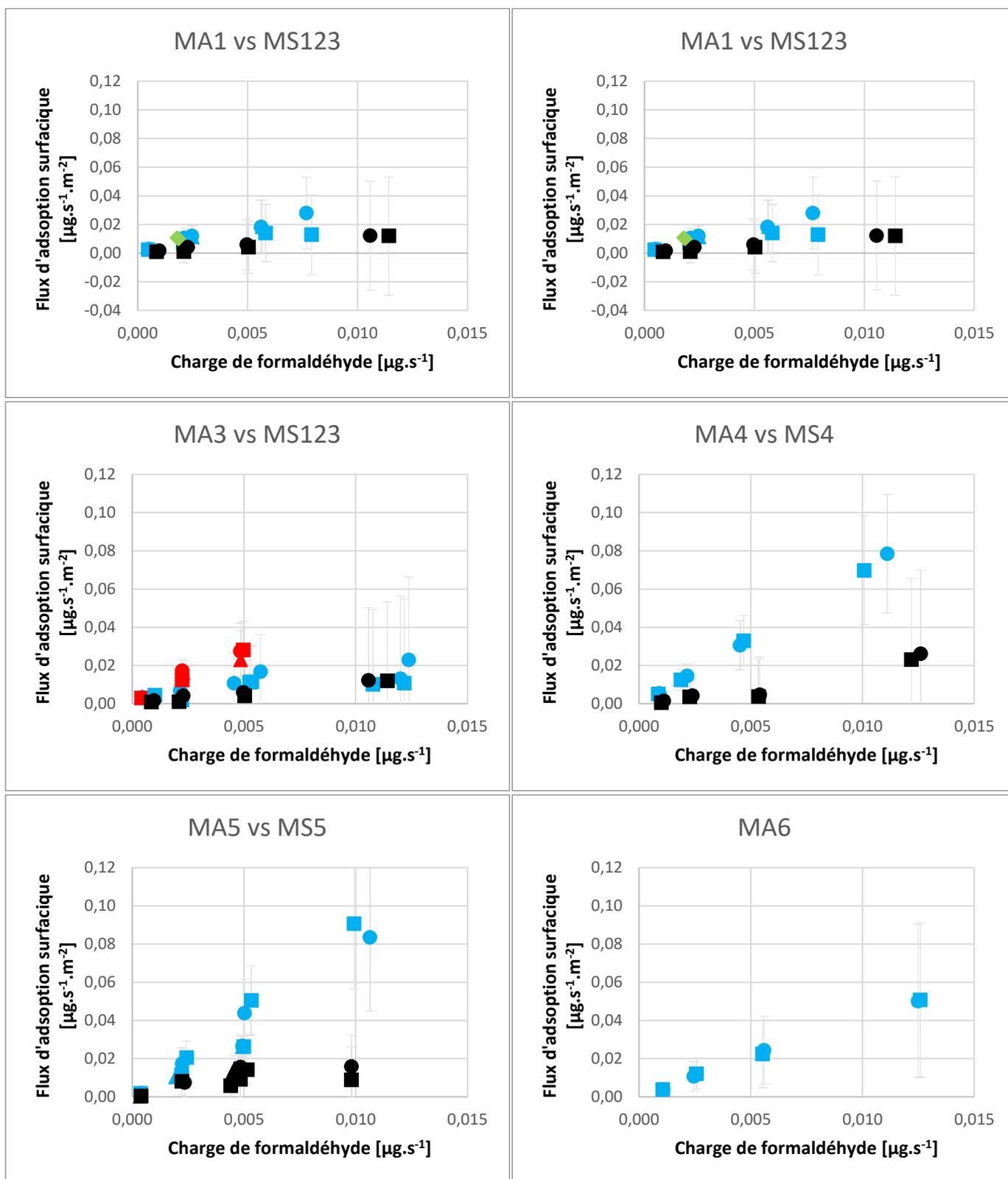
- Siegel, Jeffrey A, Atila Novoselac et Glenn C Morrison. 2014. « A laboratory method for measuring ozone emission from induct air cleaners ». In *Indoor Air 2014*. (Hong Kong, 2014), p. 3.
- Singer, Brett C., Kenneth L. Revzan, Toshifumi Hotchi, Alfred T. Hodgson et Nancy J. Brown. 2004. « Sorption of organic gases in a furnished room ». *Atmospheric Environment*, vol. 38, n° 16, p. 2483-2494. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.02.003>>.
- Smith, Roy L., Charles L. French, Deidre L. Murphy et Rhonda Thompson. 1999. *Ranking and selection of hazardous air pollutants for listing under section 112(k) of the Clean Air Act Amendments of 1990 : Technical support document*. <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.499.1881&rep=rep1&type=pdf>> . Consulté le 26 juin 2018.
- Sofuoglu, S. C. et D. J. Moschandreas. 2003. « The link between symptoms of office building occupants and in-office air pollution: the Indoor Air Pollution Index ». *Indoor Air*, vol. 13, n° 4, p. 332-343. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2003.00192.x>>.
- Song, Min, Chenchen Chi, Min Guo, Xueqing Wang, Lingxiao Cheng et Xueyou Shen. 2015. « Pollution levels and characteristics of phthalate esters in indoor air of offices ». *Journal of Environmental Sciences*, vol. 28, p. 157-162. <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.05.051>>.
- Sparks, L. E., B. A. Tichenor, J. Chang et Z. Guo. 1996. « Gas-Phase Mass Transfer Model for Predicting Volatile Organic Compound (VOC) Emission Rates from Indoor Pollutant Sources ». *Indoor Air*, vol. 6, n° 1, p. 31-40. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1996.t01-3-00004.x>>.
- Sun, Jianqiang, Qianwen Wang, Shulin Zhuang et Anping Zhang. 2016. « Occurrence of polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Hangzhou, China: Level, role of electric appliances, and human exposure ». *Environmental Pollution*, vol. 218, p. 942-949. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.042>>.
- Tang, Tao, Julia Hurraß, Richard Gminski et Volker Mersch-Sundermann. 2012. « Fine and ultrafine particles emitted from laser printers as indoor air contaminants in German offices ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 19, n° 9, p. 3840-3849. <<https://doi.org/10.1007/s11356-011-0647-5>>.
- Taoda, Hiroshi, Mitsuharu Fukaya, Eiji Watanabe et Kazuhiko Tanaka. 2006. « VOC Decomposition by Photocatalytic Wall Paper ». In *Materials Science Forum*. (mars 2006), p. 22-25. <<https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.510-511.22>>. Consulté le 19 novembre 2018.
- Thevenet, F., O. Debono, M. Rizk, F. Caron, M. Verrielle et N. Locoge. 2018. « VOC uptakes on gypsum boards: Sorption performances and impact on indoor air quality ». *Building and Environment*, vol. 137, p. 138-146. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.04.011>>.
- Thevenet, Frédéric et Valérie Héquet. 2017. *Traitement de l'air intérieur par photocatalyse - Evaluation de l'innocuité des systèmes de Traitement de l'Air par Photocatalyse (ETAPE)*. convention n°1362c0025. 124 p.
- Thuresson, Kaj, Justina Awasum Björklund et Cynthia A. de Wit. 2012. « Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: Levels and profiles ». *Science of The Total Environment*, vol. 414, p. 713-721. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.016>>.

- Tichenor, Bruce A., Zhishi Guo, James E. Dunn, Leslie E. Sparks et Mark A. Mason. 1991. « The Interaction of Vapour Phase Organic Compounds with Indoor Sinks ». *Indoor Air*, vol. 1, n° 1, p. 23-35. <<https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1991.03-11.x>>.
- Tiffonnet, Anne-Lise. 2000. « Contribution à l'analyse de la qualité de l'air intérieur : influence des transports de composés organiques volatils (COV) entre les parois et l'ambiance. » La Rochelle Université.
- Tourreilles, Celine. 2015. « Qualification énergétique et sanitaire des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux de ventilation ». La Rochelle Université, 214 p.
- Tovalin-Ahumada, Horacio et Lawrence Whitehead. 2007. « Personal exposures to volatile organic compounds among outdoor and indoor workers in two Mexican cities ». *Science of The Total Environment*, vol. 376, n° 1-3, p. 60-71. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.063>>.
- Tsai, FC, JM Macher et Y-Y Hung. 2002. « Concentration of airborne bacteria in 100 U.S. office buildings ». In *Indoor Air*. (2002), p. 6.
- Tuomi, Tapani, Bernt Engström, Raimo Niemelä, Juha Svinhufvud et Kari Reijula. 2000. « Emission of Ozone and Organic Volatiles from a Selection of Laser Printers and Photocopiers ». *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 15, n° 8, p. 629-634. <<https://doi.org/10.1080/10473220050075635>>.
- Uribe-Romo, Fernando J., Joseph R. Hunt, Hiroyasu Furukawa, Cornelius Klöck, Michael O'Keeffe et Omar M. Yaghi. 2009. « A Crystalline Imine-Linked 3-D Porous Covalent Organic Framework ». *Journal of the American Chemical Society*, vol. 131, n° 13, p. 4570-4571. <<https://doi.org/10.1021/ja8096256>>.
- Vennekens, Davy, Jean Sablayrolles, Caroline Demathieu-Roeltgen et Katarzyna Chuda. 2014. « Lowering formaldehyde concentrations in the indoor air by using scavengers in gypsum products ». In *Indoor Air 2014*. (2014), p. 8.
- Wan, Yanjian, Jingchuan Xue et Kurunthachalam Kannan. 2015. « Occurrence of benzophenone-3 in indoor air from Albany, New York, USA, and its implications for inhalation exposure ». *Science of The Total Environment*, vol. 537, p. 304-308. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.020>>.
- Wargocki, Pawel et David Wyon. 2007. « The Effects of Outdoor Air Supply Rate and Supply Air Filter Condition in Classrooms on the Performance of Schoolwork by Children (RP-1257) ». *HVAC&R Research*, vol. 13, n° 2, p. 165-191. <<https://doi.org/10.1080/10789669.2007.10390950>>.
- Wei, W., J. Boumier, G. Wyart, O. Ramalho et C. Mandin. 2016. « Cleaning practices and cleaning products in nurseries and schools: to what extent can they impact indoor air quality? » *Indoor Air*, vol. 26, n° 4, p. 517-525. <<https://doi.org/10.1111/ina.12236>>.
- Welty, James R., Gregory L. Rorrer et David G. Foster. 2014. *Fundamentals of momentum, heat and mass transfer*, 6. ed., internat. student version. Hoboken, NJ : Wiley, 658 p.
- Weschler, Charles J., Gabriel Bekö, Holger M. Koch, Tunga Salthammer, Tobias Schripp, Jørn Toftum et Geo Clausen. 2015. « Transdermal Uptake of Diethyl Phthalate and Di(n-butyl) Phthalate Directly from Air: Experimental Verification ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 123, n° 10. <<https://doi.org/10.1289/ehp.1409151>>.

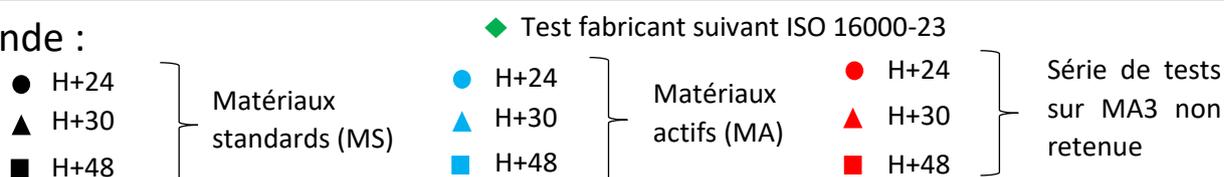
- WHO. 1989. *Indoor air quality: Organic pollutants. EURO Reports and Studies No. 111*. Copenhagen.
- WHO. 2014. *Burden of disease from household air pollution for 2012 – Summary of results*. <[https://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/databases/FINAL\\_HAP\\_AAP\\_BoD\\_24M\\_arch2014.pdf](https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24M_arch2014.pdf)>. Consulté le 25 octobre 2019.
- Wilke, Olaf, Wolfgang Horn, Katharina Wiegner, Oliver Jann, Wolfram Bremser, Doris Brödner, Sabine Kalus, Ria Juritsch et Carola Till. 2009. *Investigations for the Improvement of the Measurement of Volatile Organic Compounds from Floor Coverings within the Health-Related Evaluation of Construction Products*. ZP 52-5-20.49.1-1251/07. 129 p.
- Womble, S.E., JR Girman, E.L. Ronca, R. Axelrad, H.S. Brightman et J.F. McCarthy. 1995. « Developing Baseline Information on Buildings and Indoor Air Quality (BASE '94): Part I - Study Design, Building Selection, and Building Descriptions ». In *Healthy Buildings '95*. (1995).
- Won, Doyun, Richard L. Corsi et Mike Rynes. 2000. « New Indoor Carpet as an Adsorptive Reservoir for Volatile Organic Compounds ». *Environmental Science & Technology*, vol. 34, n° 19, p. 4193-4198. <<https://doi.org/10.1021/es9910412>>.
- Won, Doyun, Richard L. Corsi et Mike Rynes. 2001. « Sorptive Interactions between VOCs and Indoor Materials ». *Indoor Air*, vol. 11, n° 4, p. 246-256. <<https://doi.org/10.1034/j.1600-0668.2001.110406.x>>.
- Xiang, Jianbang, Charles J. Weschler, Jinhan Mo, Drew Day, Junfeng Zhang et Jinping Zhang. 2016. « Ozone, Electrostatic Precipitators, and Particle Number Concentrations: Correlations Observed in a Real Office during Working Hours ». *Environmental Science & Technology*, vol. 50, n° 18, p. 10236-10244. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03069>>.
- Xiong, Jianyin, Yuan Yao et Jinping Zhang. 2011. « C-History Method: Rapid Measurement of the Initial Emittable Concentration, Diffusion and Partition Coefficients for Formaldehyde and VOCs in Building Materials ». *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 8, p. 3584-3590. <<https://doi.org/10.1021/es200277p>>.
- Xu, Jing, Jianshun Zhang, John Grunewald, Jianhua Zhao, Rudolf Plagge, Amiri Ouali et Francis Allard. 2009. « A Study on the Similarities between Water Vapor and VOC Diffusion in Porous Media by a Dual Chamber Method ». *CLEAN - Soil, Air, Water*, vol. 37, n° 6, p. 444-453. <<https://doi.org/10.1002/clen.200900227>>.
- Xu, Jing et Jianshun S. Zhang. 2011. « An experimental study of relative humidity effect on VOCs' effective diffusion coefficient and partition coefficient in a porous medium ». *Building and Environment*, vol. 46, n° 9, p. 1785-1796. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.02.007>>.
- Yang, Fangxing, Jinjian Ding, Wei Huang, Wei Xie et Weiping Liu. 2014. « Particle Size-Specific Distributions and Preliminary Exposure Assessments of Organophosphate Flame Retardants in Office Air Particulate Matter ». *Environmental Science & Technology*, vol. 48, n° 1, p. 63-70. <<https://doi.org/10.1021/es403186z>>.
- Yrieix, Christophe, Alina Dulaurent, Caroline Laffargue, François Maupetit, Tiphaine Pacary et Erik Uhde. 2010. « Characterization of VOC and formaldehyde emissions from a wood based panel: Results from an inter-laboratory comparison ». *Chemosphere*, vol. 79, n° 4, p. 414-419. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.062>>.

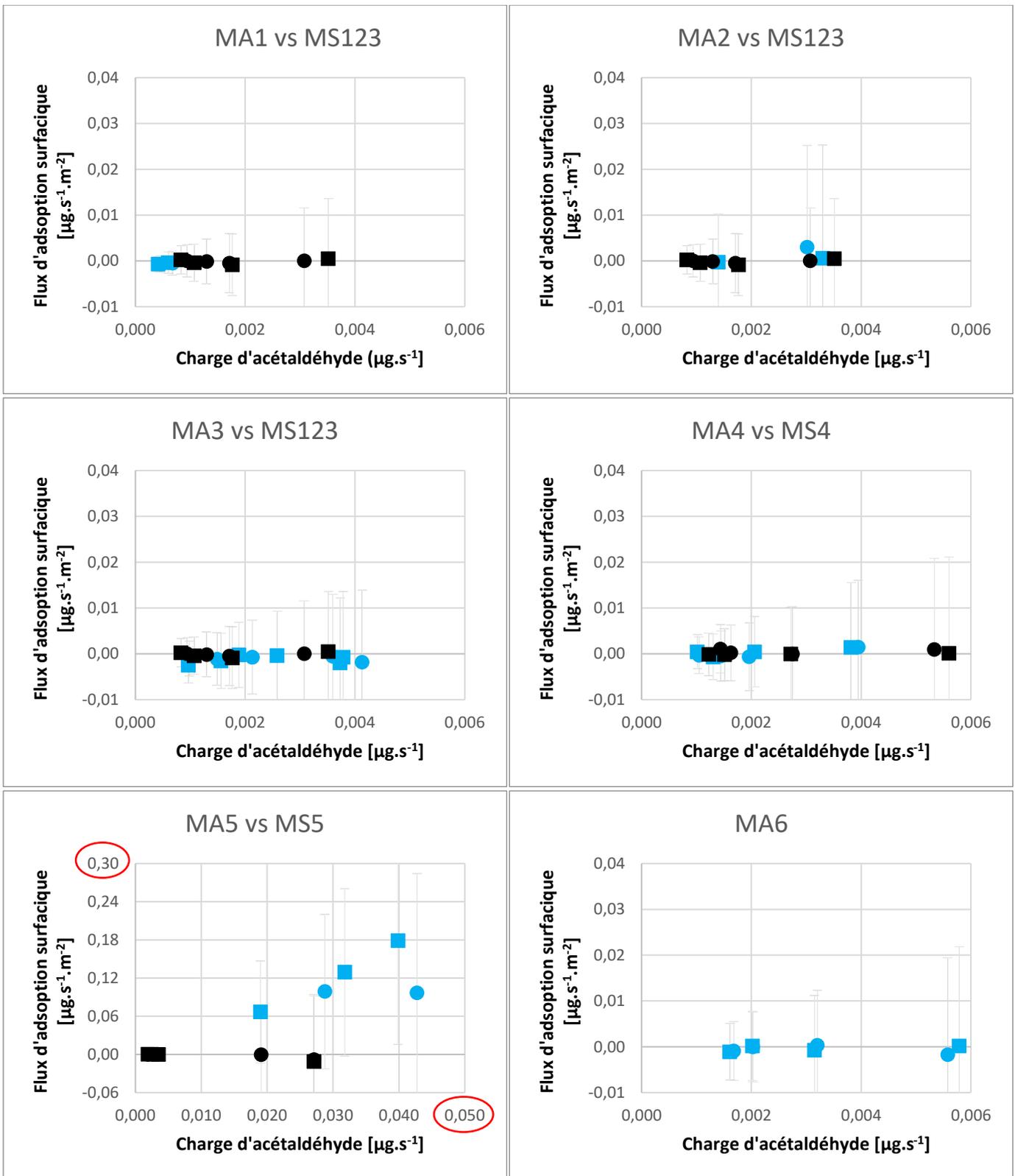
- Yu, Q.L., Y. Hendrix, S. Lorencik et H.J.H. Brouwers. 2018. « Field study of NO<sub>x</sub> degradation by a mineral-based air purifying paint ». *Building and Environment*, vol. 142, p. 70-82. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.06.014>>.
- Zhang, Yinping, Jinhan Mo, Yuguo Li, Jan Sundell, Pawel Wargocki, Jensen Zhang, John C. Little, Richard Corsi, Qihong Deng, Michael H.K. Leung, Lei Fang, Wenhao Chen, Jinguang Li et Yuexia Sun. 2011. « Can commonly-used fan-driven air cleaning technologies improve indoor air quality? A literature review ». *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 26, p. 4329-4343. <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.041>>.
- Zhou, Jian, Yan You, Zhipeng Bai, Yandi Hu, Jiefeng Zhang et Nan Zhang. 2011. « Health risk assessment of personal inhalation exposure to volatile organic compounds in Tianjin, China ». *Science of The Total Environment*, vol. 409, n° 3, p. 452-459. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.022>>.
- Zhou, Xiaojun, Yanfeng Liu, Cong Song et Jiaping Liu. 2016. « A study on the formaldehyde emission parameters of porous building materials based on adsorption potential theory ». *Building and Environment*, vol. 106, p. 254-264. <<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.07.003>>.

# Annexe 1 – Flux adsorbés en fonction de la charge de polluant pour les matériaux actifs et leur équivalent standard



## Légende :

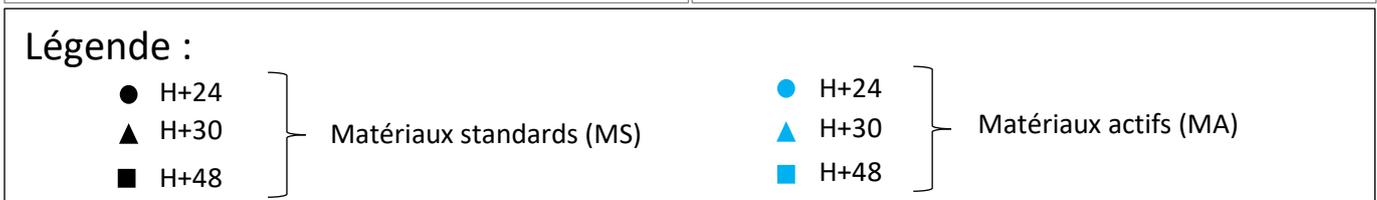
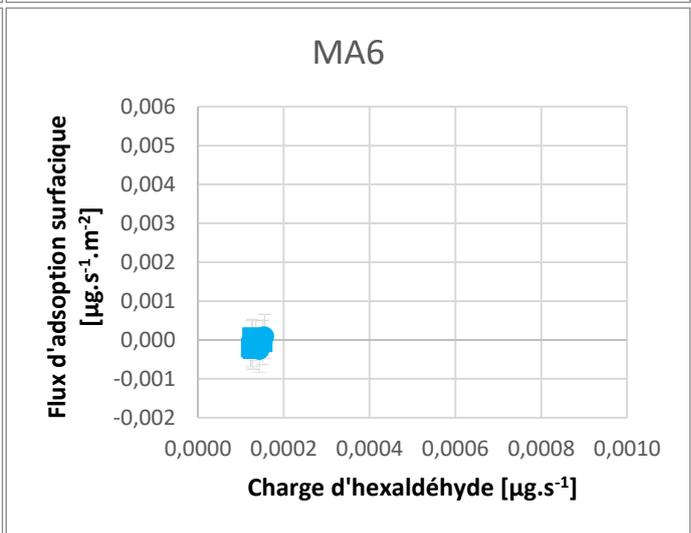
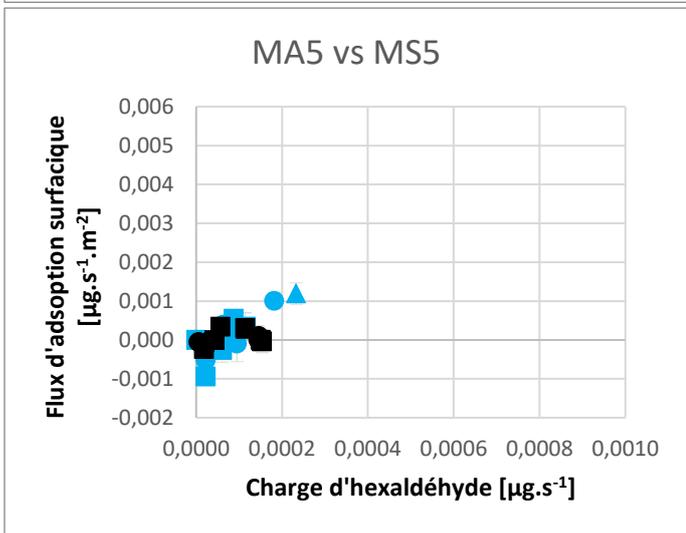
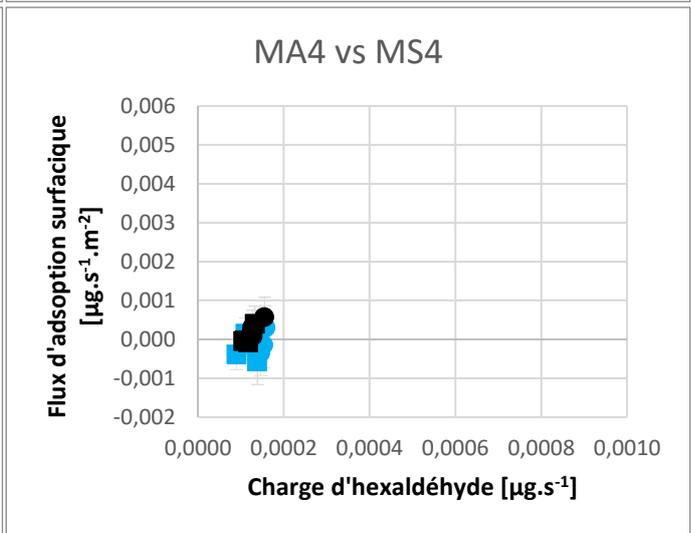
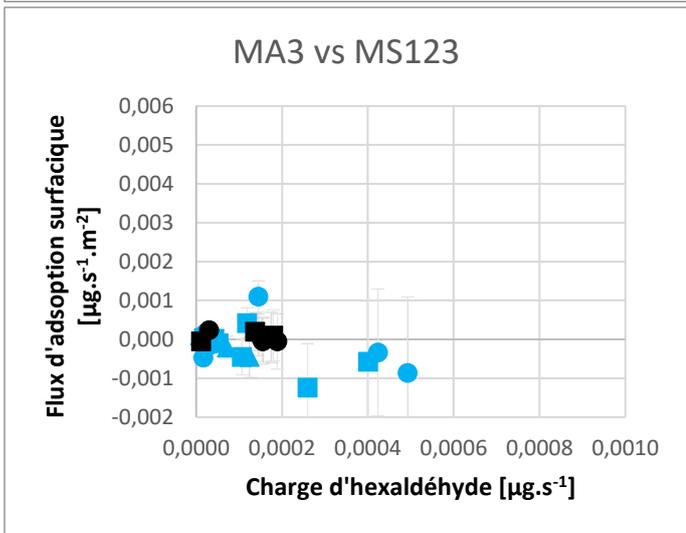
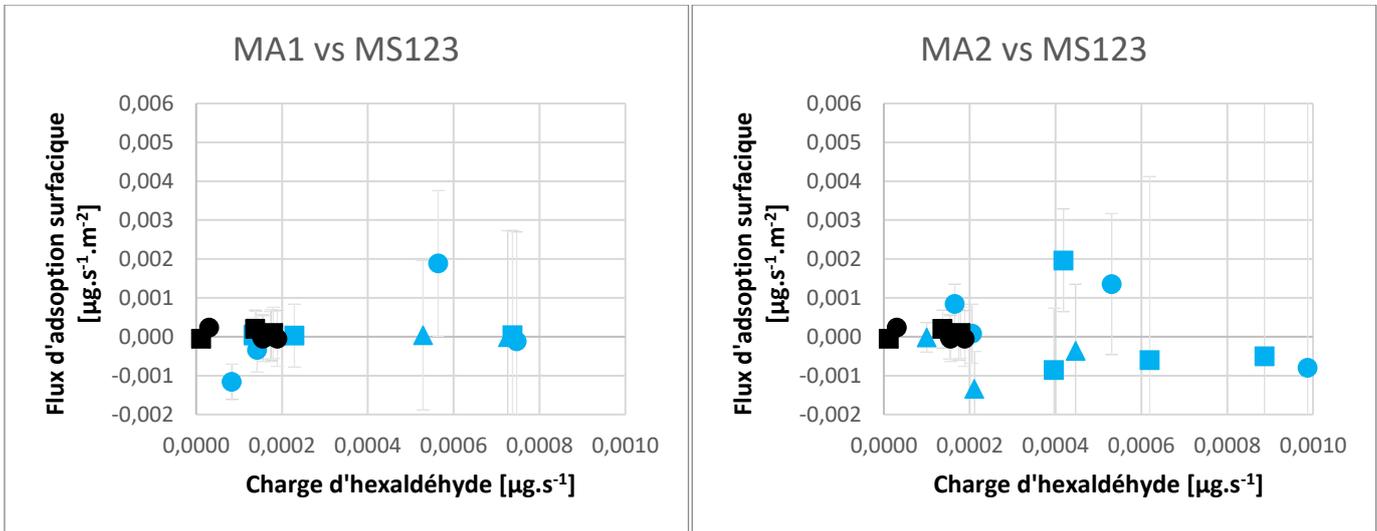


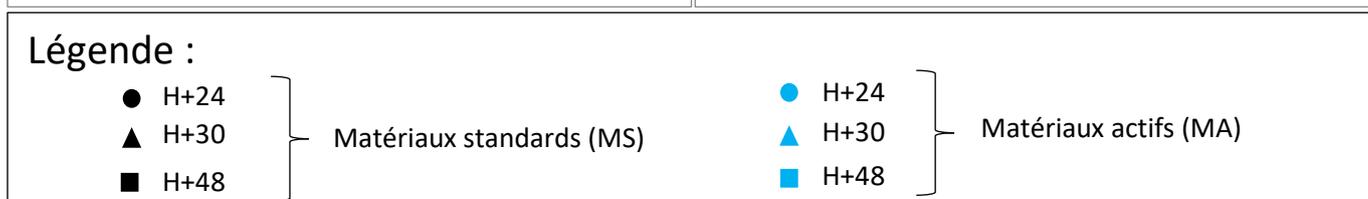
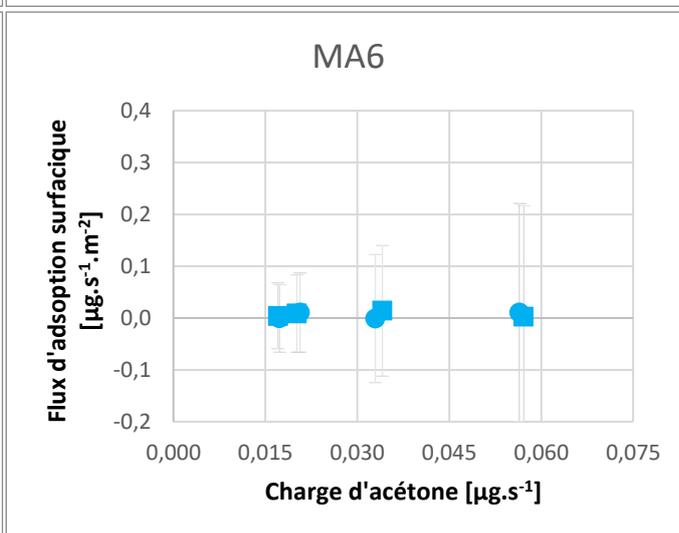
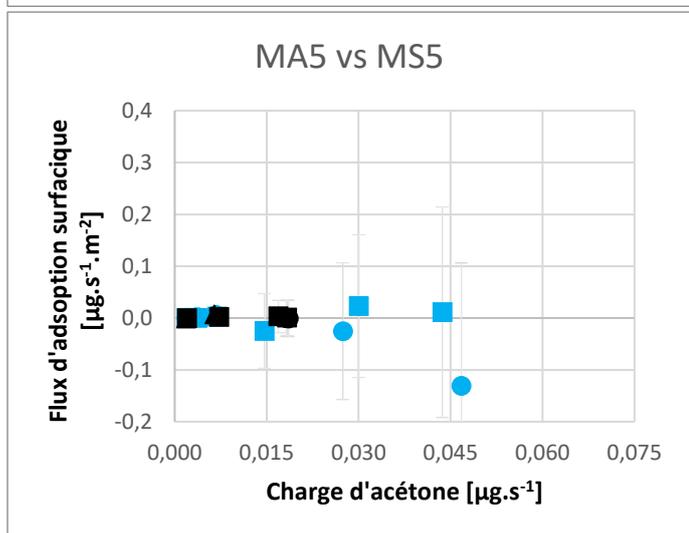
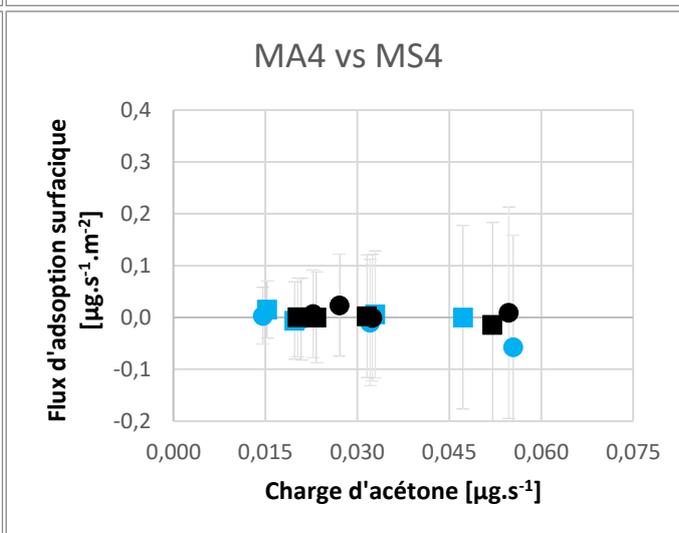
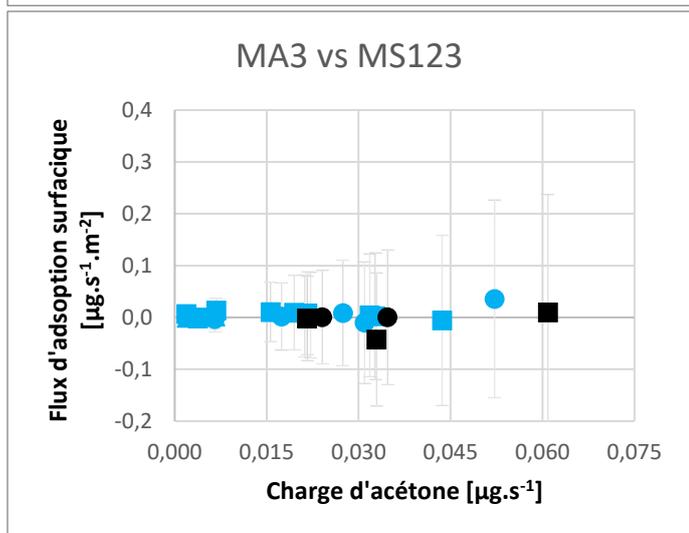
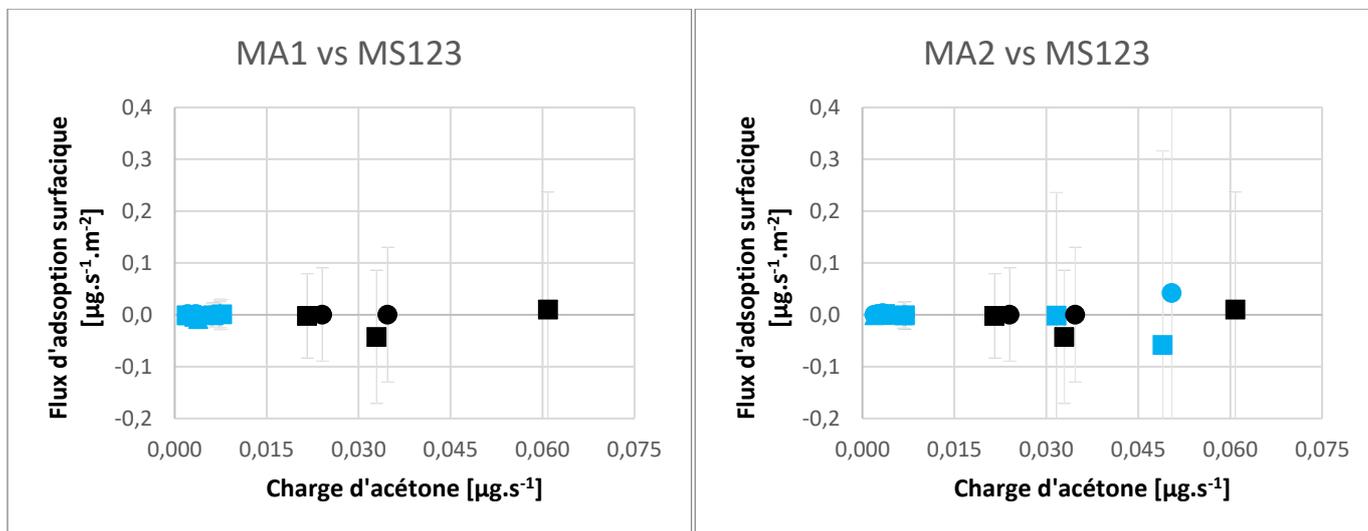


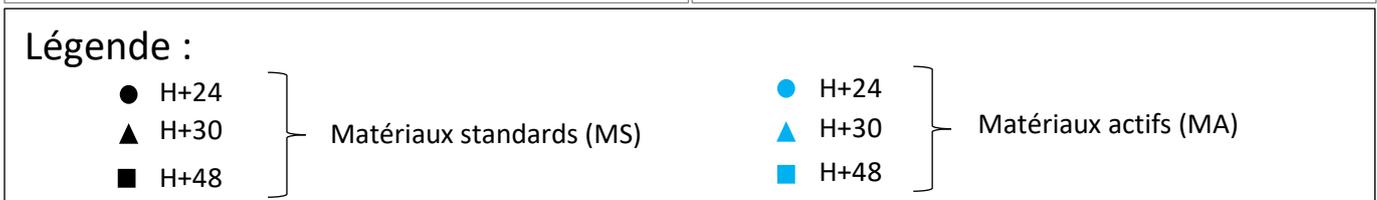
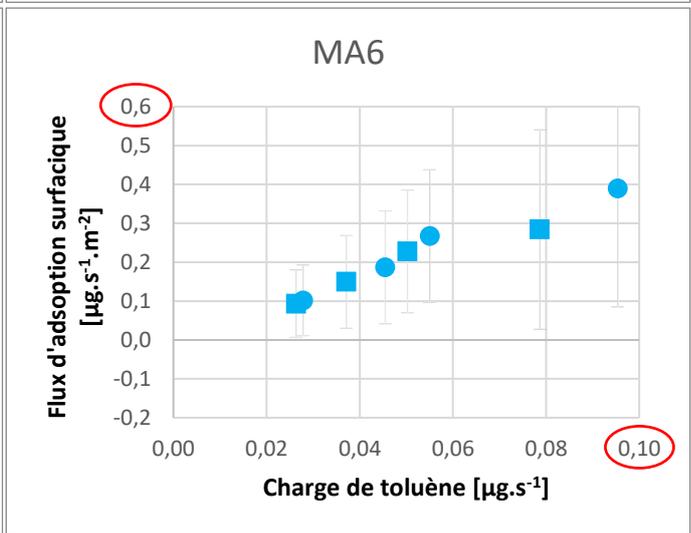
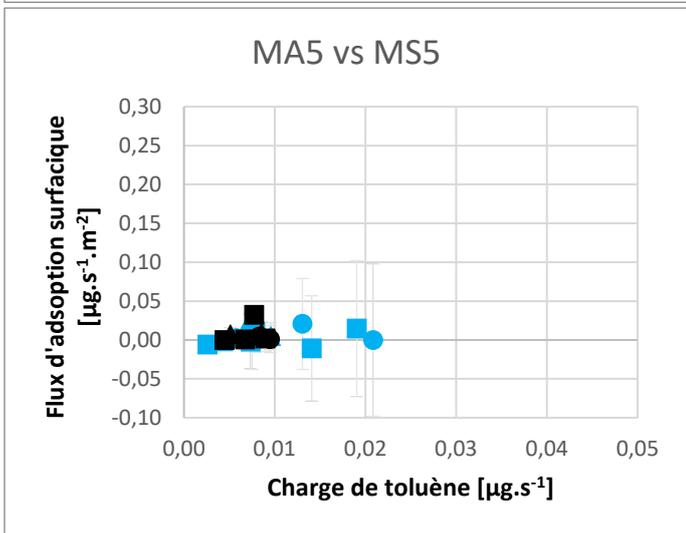
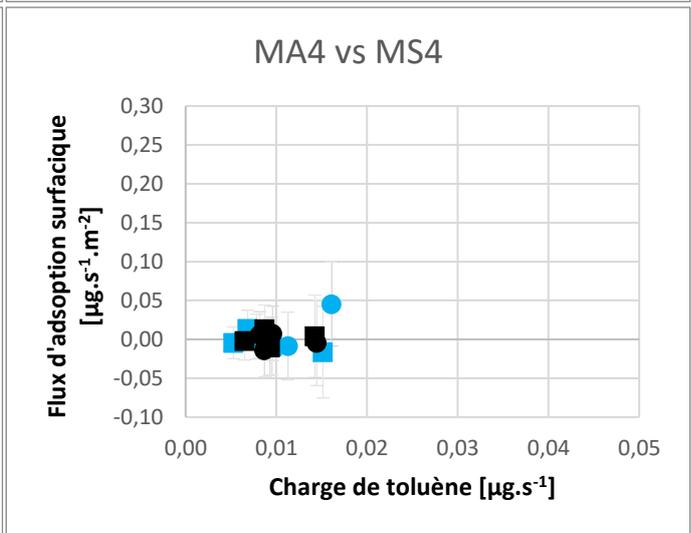
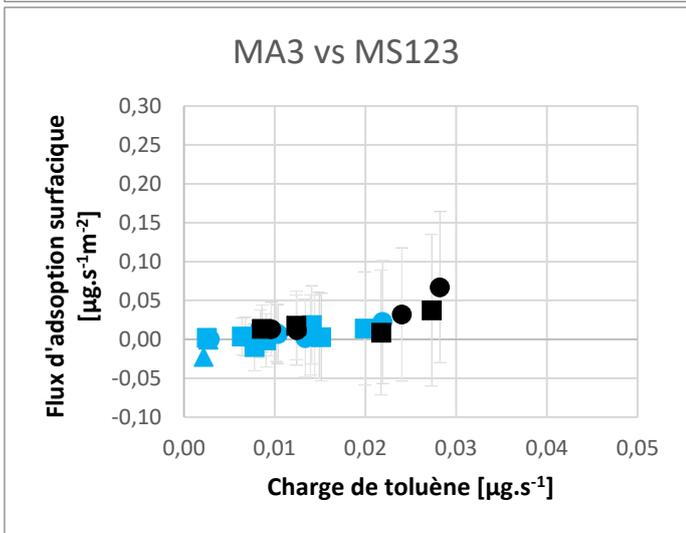
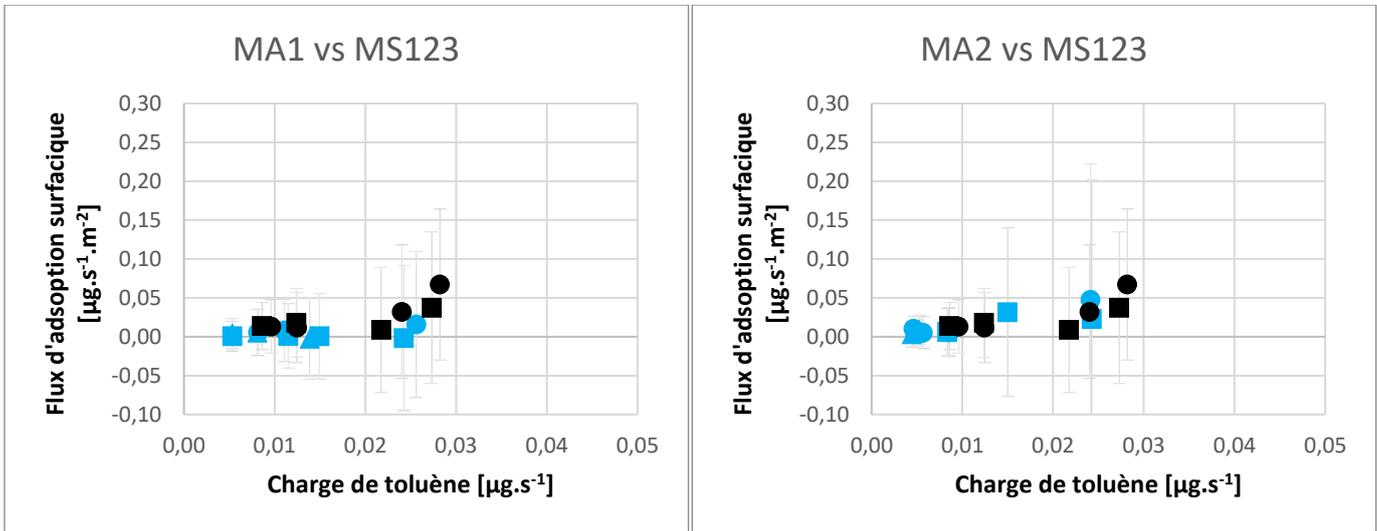
Légende :

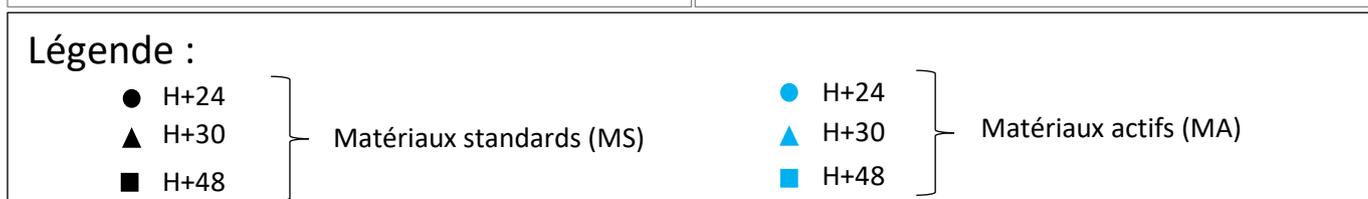
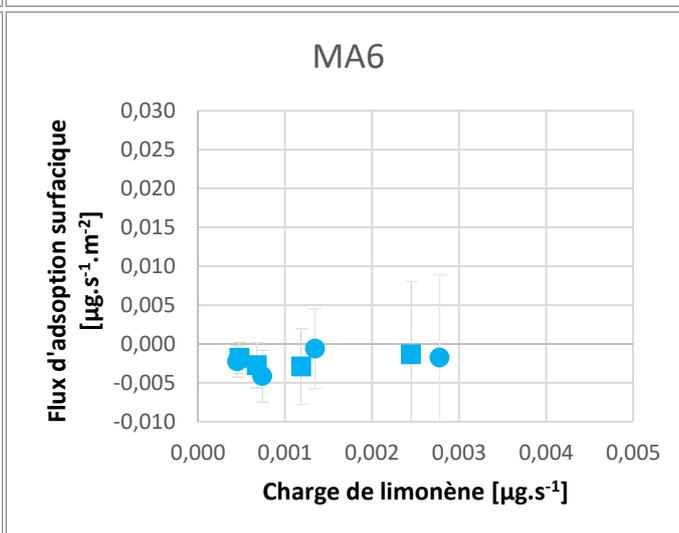
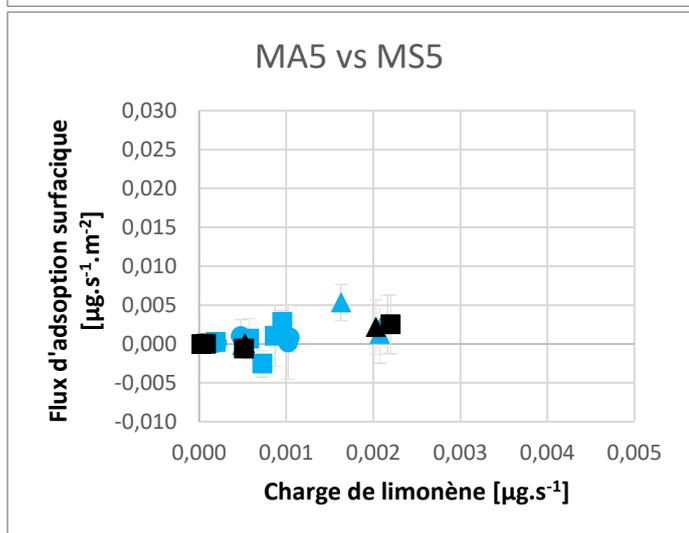
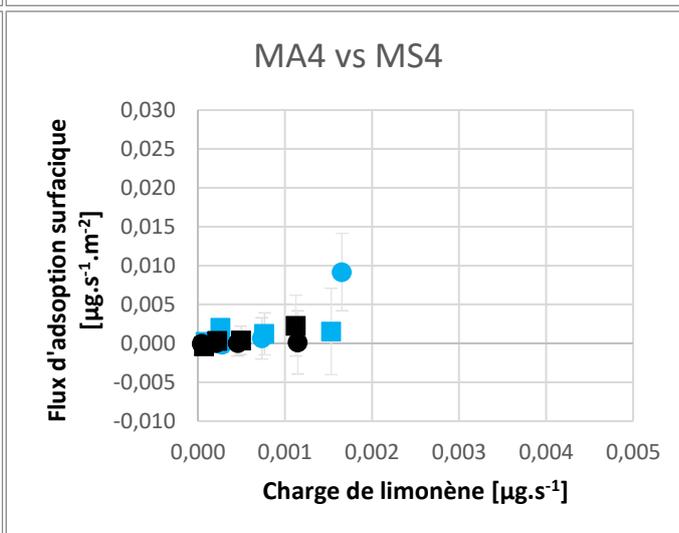
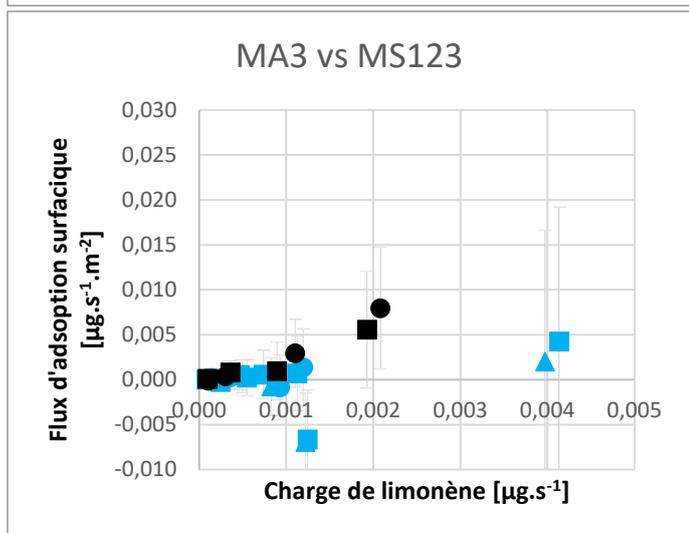
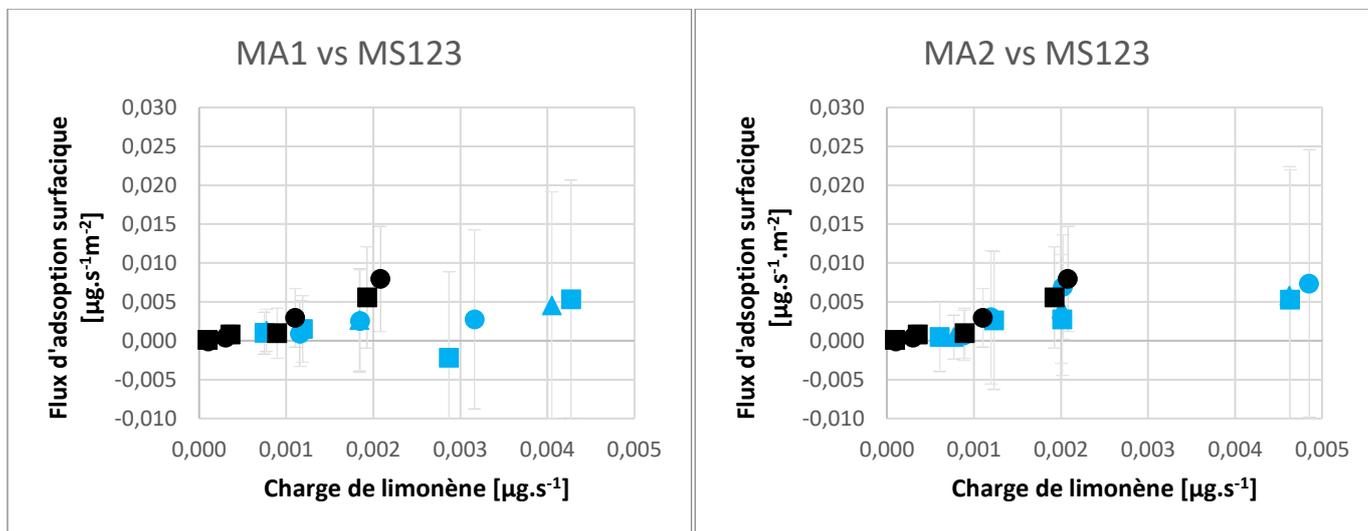
- H+24
  - ▲ H+30
  - H+48
- } Matériaux standards (MS)

- H+24
  - ▲ H+30
  - H+48
- } Matériaux actifs (MA)









## Annexe 2 – Détail de la discrétisation des équations des modèles de parois et de la linéarisation du terme de réactivité

Nœud « i » à l'intérieur de la paroi :

$$\begin{aligned}
 & (\rho_{air} \varepsilon \delta x + \rho_{mat} \delta x K_p) \frac{dC_i}{dt} \\
 & = \rho_{air} \varepsilon D_e \frac{C_{i-1} - C_i}{\delta x} - \rho_{air} \varepsilon D_e \frac{C_i - C_{i+1}}{\delta x} \\
 & - \rho_{mat} \delta x \frac{kC_s^0 K_L C_i}{1 + K_L C_i} \frac{M_{chim} - M_{ads,chim_i}}{M_{tot}}
 \end{aligned} \tag{46}$$

$$(1 + 2A) C_i^{t+\Delta t} + f(C_i^{t+\Delta t}) - AC_{i-1}^{t+\Delta t} - AC_{i+1}^{t+\Delta t} = C_i^t \tag{47}$$

où 
$$A = \frac{\rho_{air} \varepsilon D_e}{\rho_{air} \varepsilon + \rho_{mat} K_p} \frac{\Delta t}{\Delta x^2} \tag{48}$$

$$f(C_i^{t+\Delta t}) = \frac{B C_i^{t+\Delta t}}{1 + K_L C_i^{t+\Delta t}} * \left( \frac{M_{chim} - M_{ads,chim}^{t+\Delta t}}{M_{chim}} \right) \tag{49}$$

où 
$$B = \frac{\rho_{mat} kC_s^0 K_L}{\rho_{air} \varepsilon + \rho_{mat} K_p} \Delta t \tag{50}$$

Nœud « 1 » à l'interface air/matériau :

$$\begin{aligned}
 & \left( \rho_{air} \varepsilon \frac{\delta x}{2} + \rho_{mat} \frac{\delta x}{2} K_p \right) \frac{dC_1}{dt} \\
 & = \rho_{air} h(C_{air} - C_1) - \rho_{air} \varepsilon D_e \frac{C_1 - C_2}{\frac{\delta x}{2}} \\
 & - \rho_{mat} \frac{\delta x}{2} \frac{kC_s^0 K_L C_1}{1 + K_L C_1} \frac{M_{chim} - M_{ads,chim_1}}{M_{chim}}
 \end{aligned} \tag{51}$$

$$(1 + A_{bis} + G_{ter}) C_1^{t+\Delta t} + f(C_i^{t+\Delta t}) - G_{ter} C_{air}^{t+\Delta t} - A_{bis} C_2^{t+\Delta t} = C_1^t \quad (52)$$

$$\text{où } A_{bis} = \frac{\rho_{air} \varepsilon D_e}{\rho_{air} \varepsilon + \rho_{mat} K_p} \frac{\Delta t}{(\Delta x/2)^2}; \quad (53)$$

$$G_{ter} = \frac{\rho_{air} h}{\rho_{air} \varepsilon + \rho_{mat} K_p} \frac{\Delta t}{(\Delta x/2)^2}; \quad (54)$$

Linéarisation du terme de réaction :

$$f(C_i^{t+\Delta t}) = f(C_i^t) + f'(C_i^t) (C_i^{t+\Delta t} - C_i^t) \quad (55)$$

$$M_{ads,chim}^{t+\Delta t} = M_{ads,chim}^t + \rho_{mat} \delta x \frac{k C_s^0 K_L C_i}{1 + K_L C_i} \left( 1 - \left( \frac{M_{ads,chim}^{t+\Delta t}}{M_{chim}} \right) \right) \Delta t \quad (56)$$

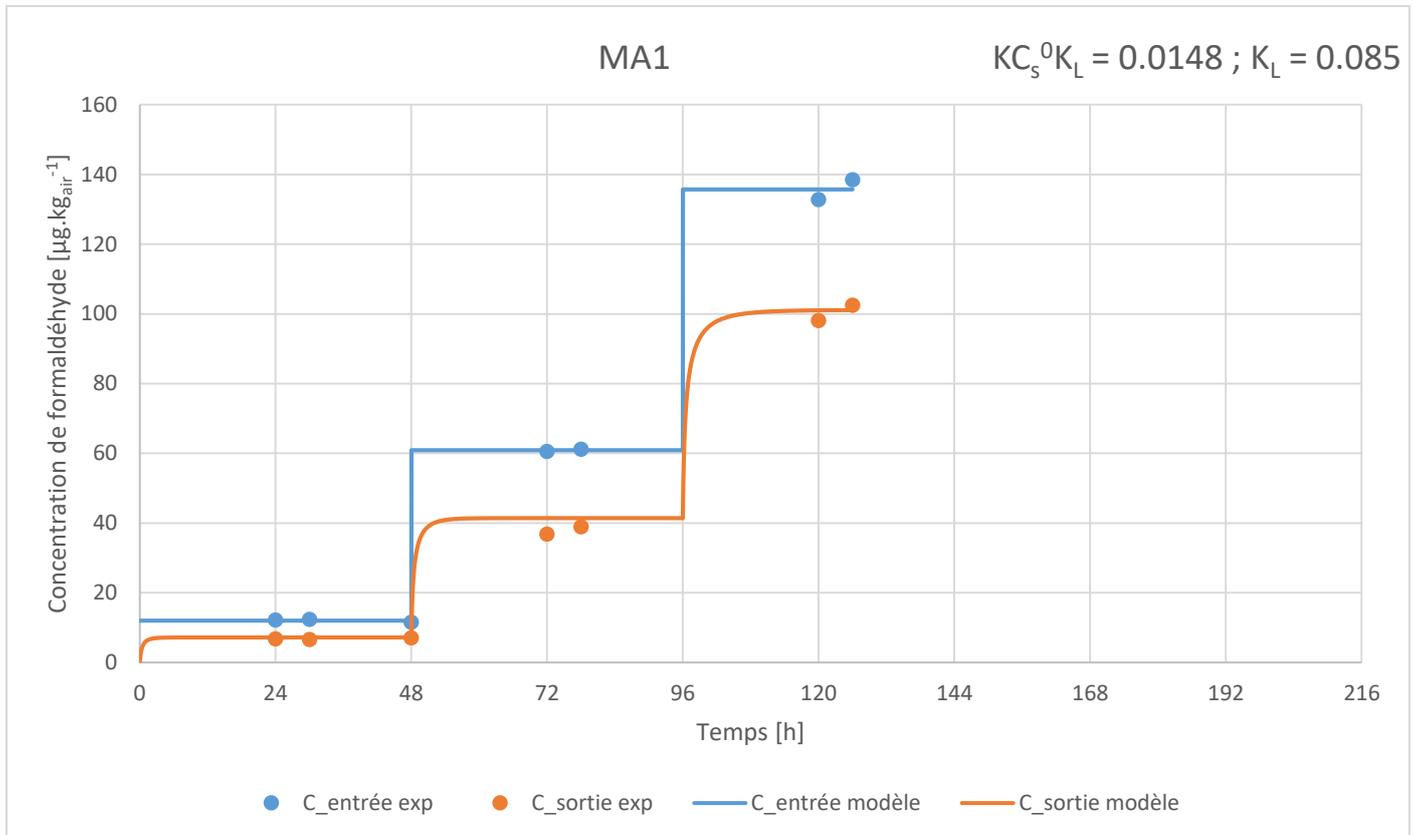
$$M_{ads,chim}^{t+\Delta t} = M_{chim} \frac{M_{ads,chim}^t (1 + K_L * C_i^{t+\Delta t}) + \rho_{mat} \delta x k C_s^0 K_L C_i^{t+\Delta t} \Delta t}{(1 + K_L * C_i^{t+\Delta t}) M_{chim} + \rho_{mat} \delta x k C_s^0 K_L C_i^{t+\Delta t} \Delta t} \quad (57)$$

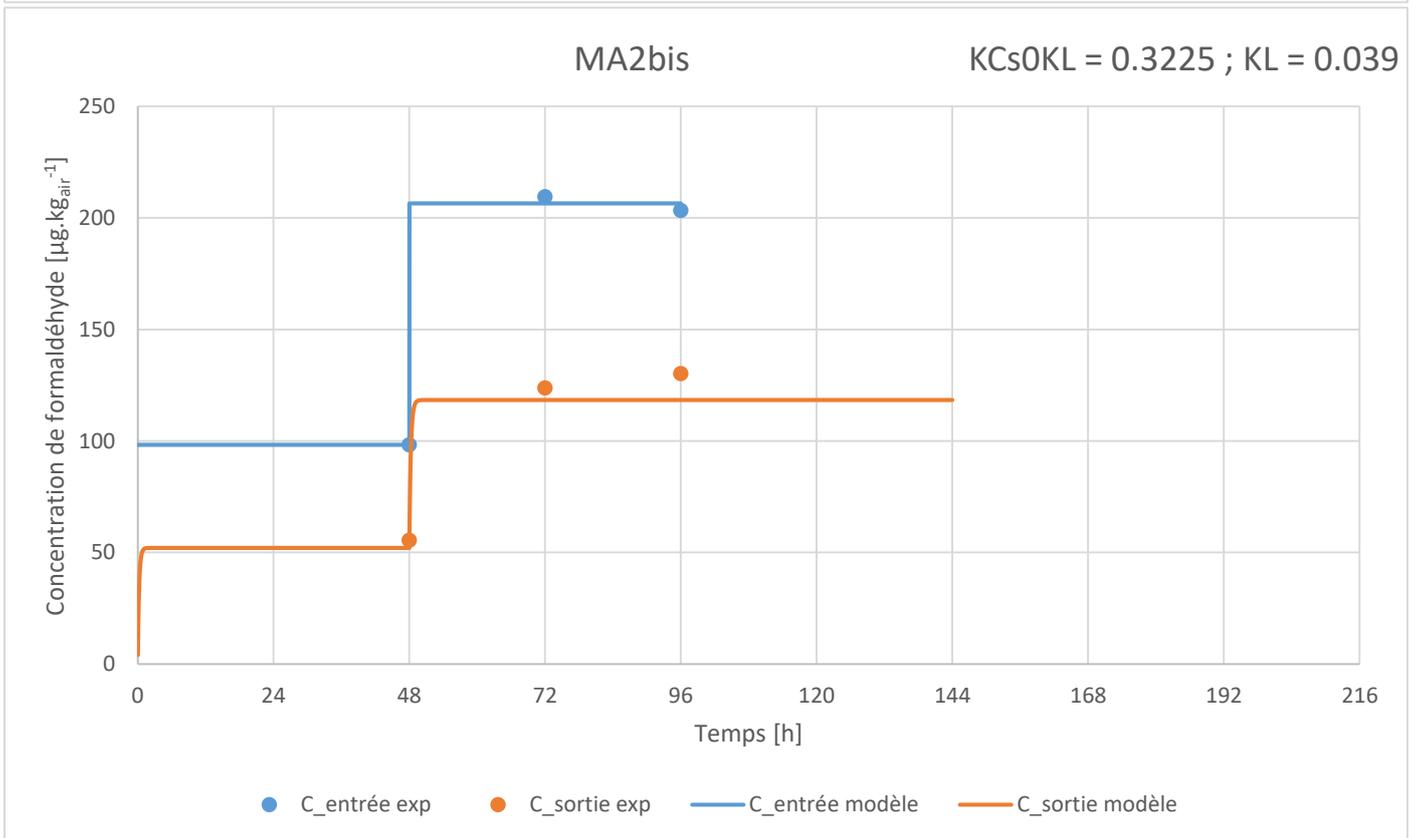
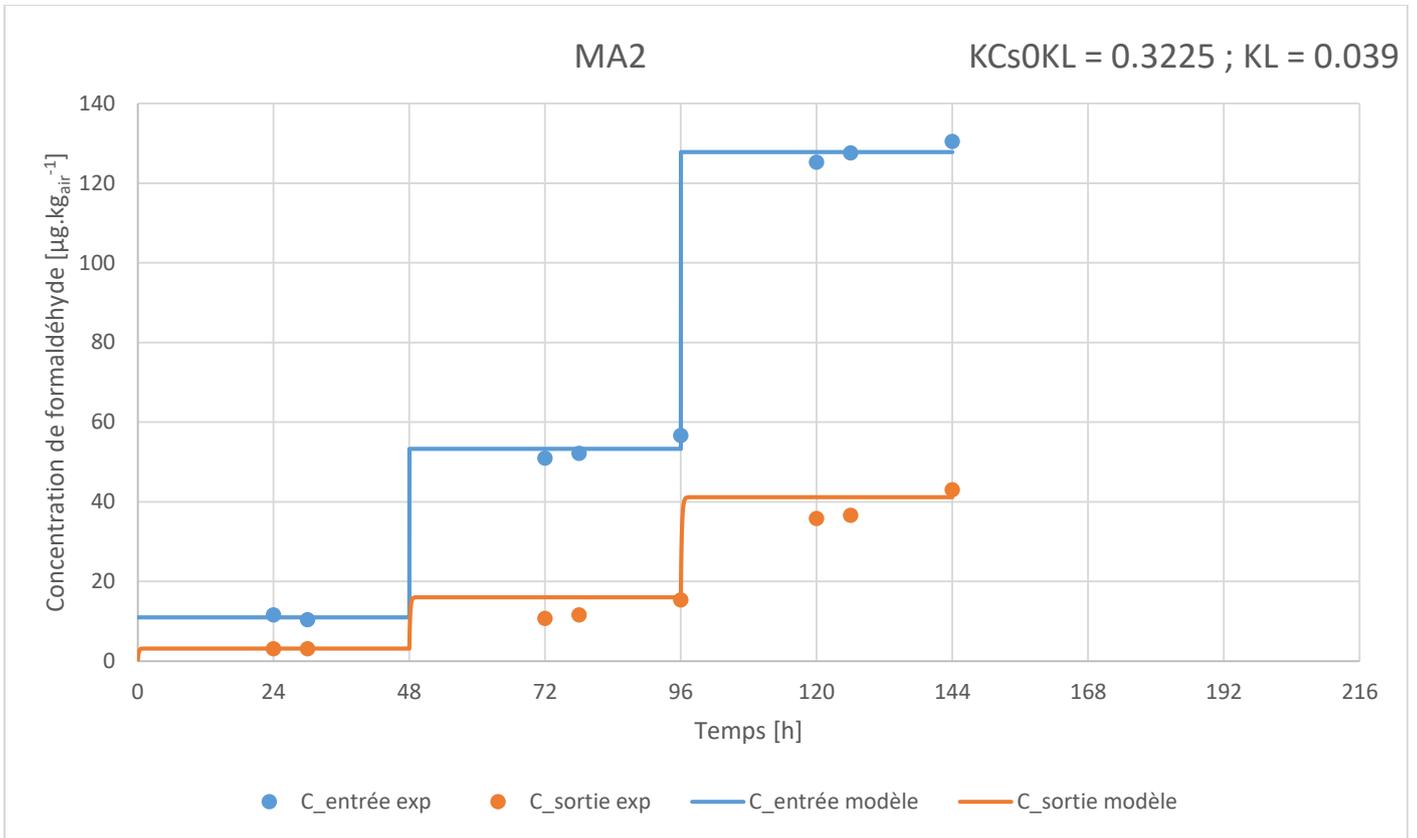
$$M_{ads,chim}^0 = 0 \quad (58)$$

$$f'(C_i^t) = \frac{B * \left(1 - \frac{M_{ads,chim}^t}{M_{chim}}\right)}{(1 + K_L * C_i^t)^2} = F'_i \quad (59)$$

$$f(C_i^{t+\Delta t}) = F'_i * C_i^{t+\Delta t} + (F_i - F'_i * C_i^t) \quad (60)$$

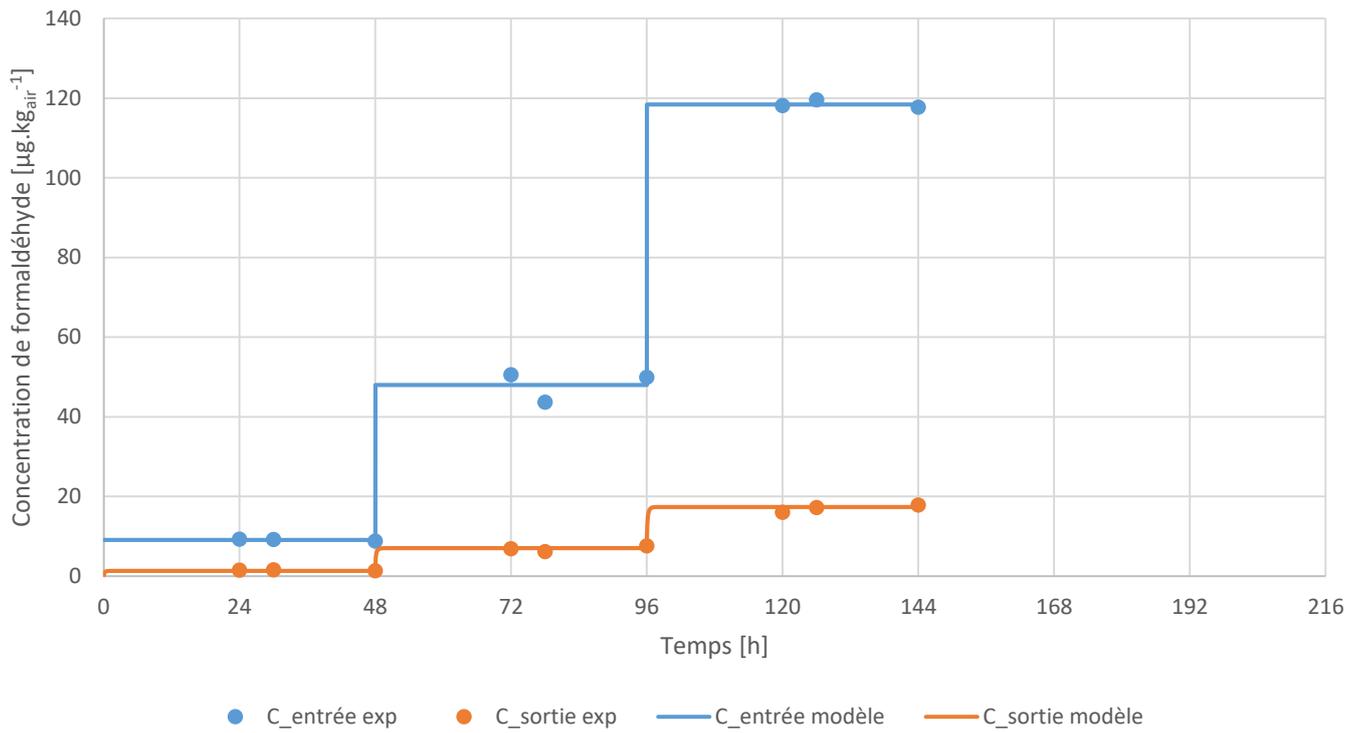
### Annexe 3 – Ajustement du modèle aux résultats des essais de caractérisation des flux d'adsorption pour l'évaluation des constantes $KC_s^0K_L$ et $K_L$





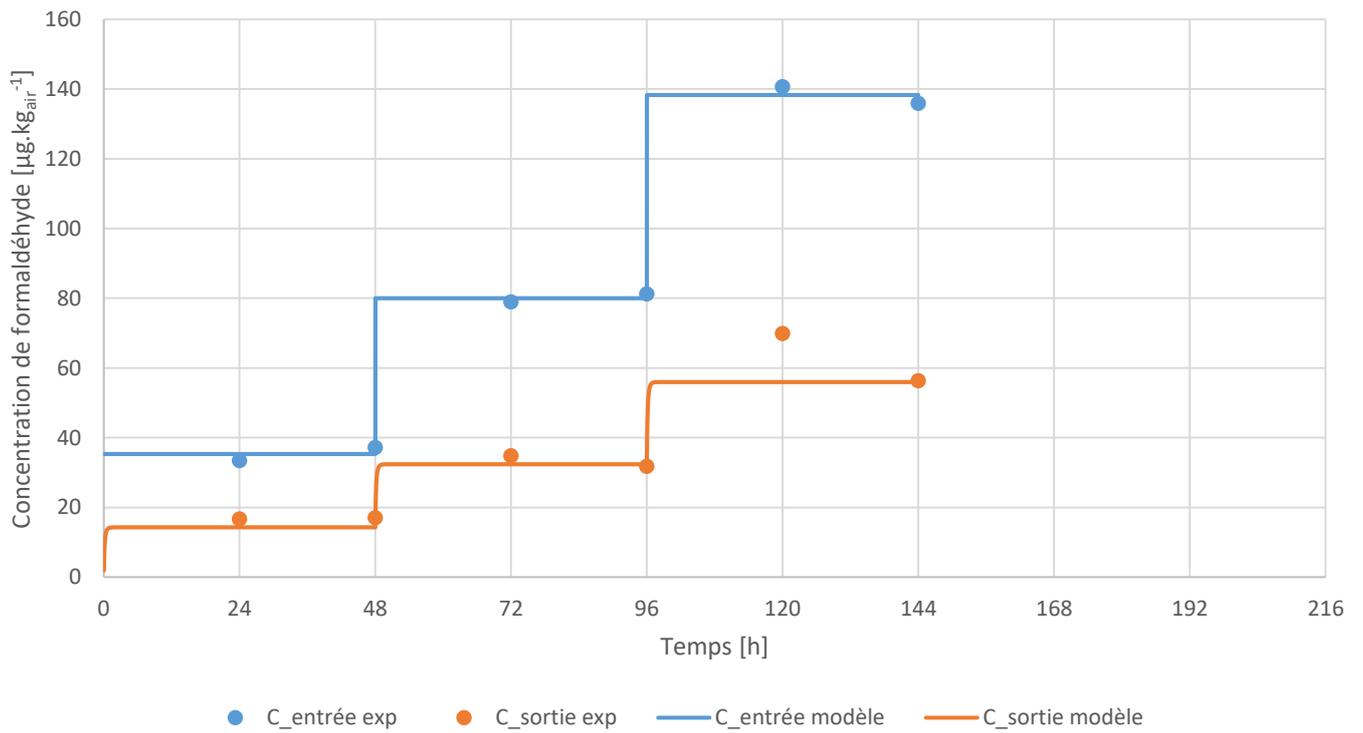
MA5

KCs0KL = 0.0052 ; KL = 0

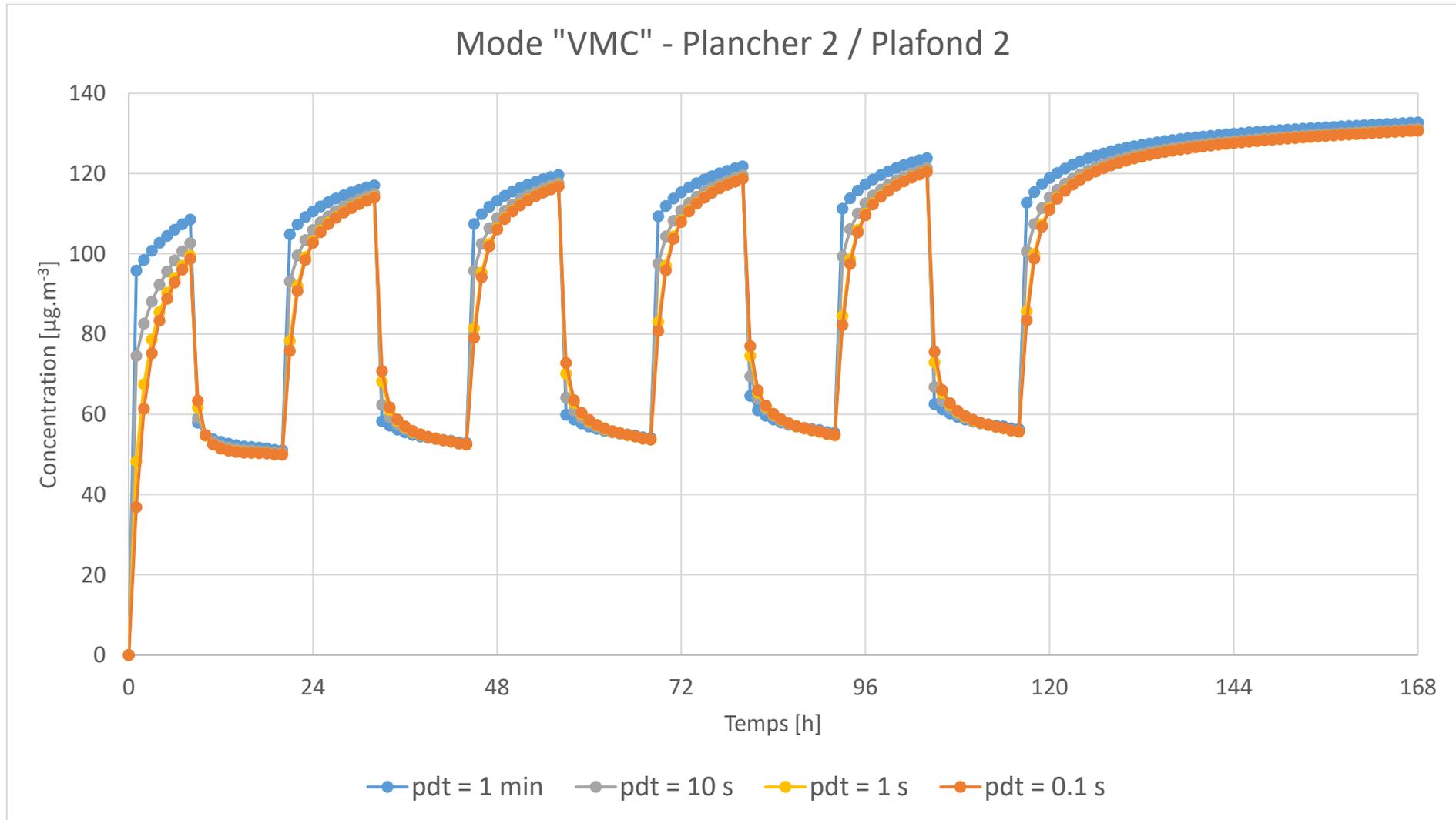


MA5bis

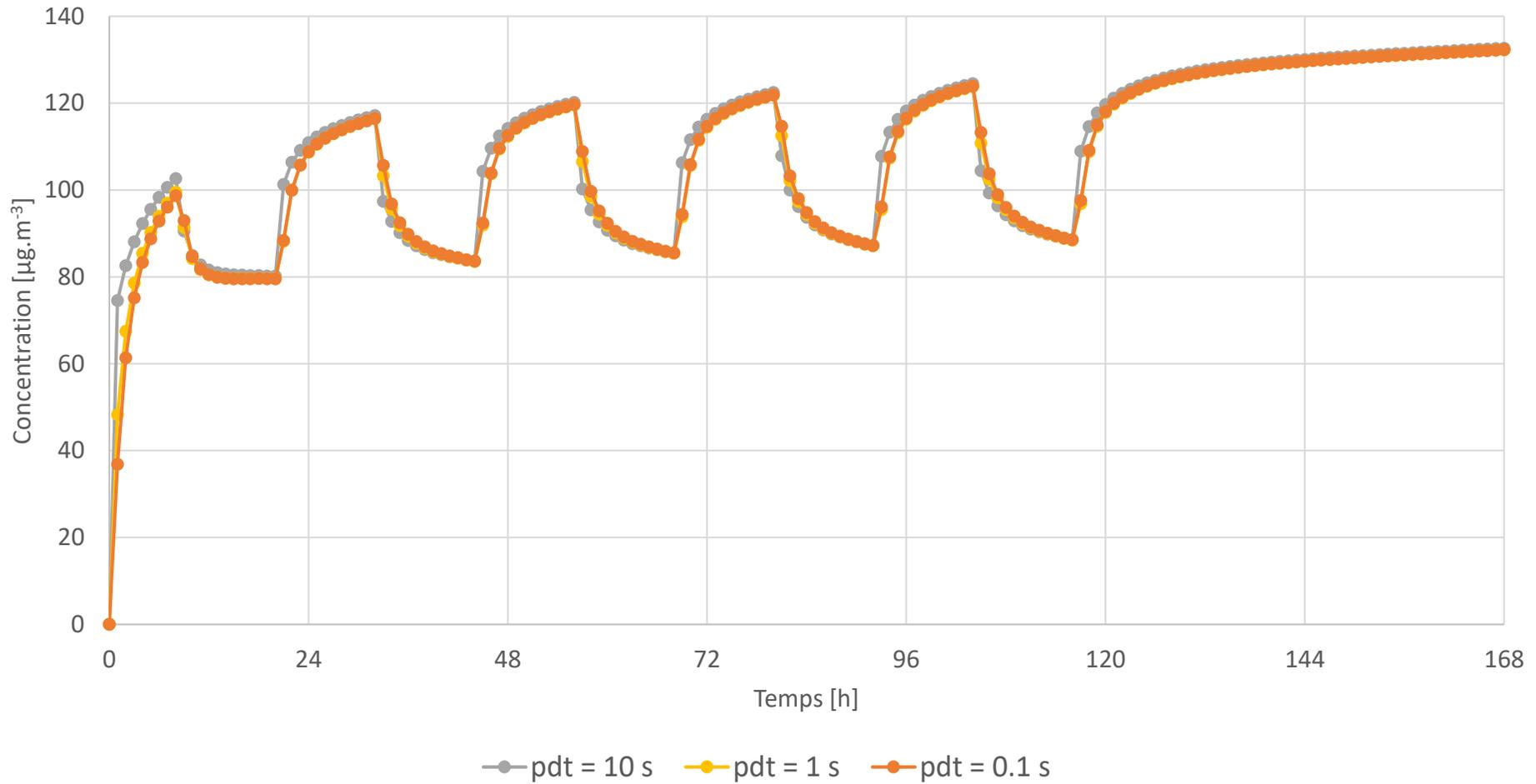
KCs0KL = 0.0052 ; KL = 0



# Annexe 4 – Etude de sensibilité des concentrations calculées dans l'ambiance en fonction du pas de temps



Mode "Climatisation" - Plancher 2 / Plafond 2



# Annexe 5 – Informations complémentaires concernant les organismes de santé publique

## Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (US-EPA)

L'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis d'Amérique<sup>11</sup> (USEPA) a lancé en 1985 son programme IRIS (Integrated Risk Information System) qui a pour but d'identifier et de caractériser les dangers sanitaires liés aux substances rencontrées dans l'environnement. L'objet de ce programme est de maintenir une base de données contenant des informations toxicologiques sur ces substances, en l'occurrence :

- Des VTR pour l'exposition par inhalation (RfC) et par ingestion (RfD), respectivement exprimées en  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$  et en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$  ;
- Une classification du caractère cancérigène des substances qui est basée sur une décomposition en 6 catégories de niveau de qualité des preuves chez l'homme ou chez l'animal :
  - A : Preuves suffisantes chez l'homme
  - B1: Preuves limitées chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal
  - B2 : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal
  - C : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal
  - D : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal
  - E : Indication d'absence de cancérigénicité.
- Une expression du risque cancérigène par la spécification de valeurs d'excès de risques unitaires pour une unité de dose pour l'exposition par ingestion (Oral Slope Factor, OSF), et pour une unité de concentration pour l'exposition par inhalation (Inhalation Unit Risk, IUR).

## Agence pour le Recensement des Substances Toxiques et des Maladies (ATSDR, Etats-Unis)

Toujours aux Etats-Unis, l'Agence pour le Recensement des Substances Toxiques et des Maladies<sup>12</sup> (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR) est une agence fédérale de santé publique basée à Atlanta dans l'état de Géorgie. En plus de répertorier les substances chimiques qui peuvent se trouver dans l'environnement, l'agence leur assigne une valeur toxicologique de référence en dessous de laquelle le risque de développer une pathologie est minimal, d'où le terme de MRL pour Minimal Risk Level. Ces valeurs existent pour l'exposition par voie orale ainsi que par voie respiratoire et pour une exposition aiguë (1 à 14 jours), intermédiaire (15 à 364 jours) ou chronique (365 jours et plus).

## Agence de Protection de l'Environnement Californienne (Etats-Unis)

L'Office of Environmental Health Hazard Assessment<sup>13</sup> (OEHHA) est un département de l'Agence de Protection de l'Environnement Californienne (Cal/EPA) qui a pour responsabilité d'évaluer les risques sanitaires liés aux contaminations chimiques. Il a ainsi dressé une liste mise à jour régulièrement de substances qui sont à surveiller, accompagnée de niveaux d'exposition de référence (Reference Exposure Level, REL). Ces valeurs sont proposées pour l'exposition par voie respiratoire pour une exposition aiguë (1 heure), intermédiaire (8 heures) ou chronique. En complément, 56 substances disposent d'une REL pour l'exposition par ingestion.

Pour caractériser les effets cancérigènes, l'OEHHA indique un facteur de risque de cancer par inhalation de la substance (Inhalation Cancer Potency Factor), en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{jour}^{-1}$ , qui est ensuite traduit en excès de risque unitaire par inhalation (Inhalation Unit Risk en  $\text{m}^3\cdot\mu\text{g}^{-1}$ ), en prenant comme hypothèses une masse corporelle de 70 kg et un volume

<sup>11</sup> <https://www.epa.gov>

<sup>12</sup> <https://www.atsdr.cdc.gov>

<sup>13</sup> <https://oehha.ca.gov>

respiratoire de 20 m<sup>3</sup> d'air par jour. Pour l'exposition par ingestion, l'excès de risque unitaire est caractérisé par la spécification du coefficient directeur de la relation dose/réponse (Oral Slope Factor), exprimé donc en kg.jour<sup>-1</sup>.mg<sup>-1</sup>.

### Santé Canada (Canada)

Santé Canada<sup>14</sup> est un ministère du gouvernement du Canada dont une des missions principales est de prévenir et réduire les risques pour la santé en informant et en promouvant des modes de vie plus sains. Dans cet objectif, Santé Canada a publié en 2010 une liste de VTR pour des polluants d'intérêt. Pour les effets non cancérogènes, ces VTR correspondent à une Dose Journalière Tolérable (DJT en mg.kg<sup>-1</sup>.jour<sup>-1</sup>) pour l'exposition par ingestion, et à une Concentration Tolérable (CT en mg.m<sup>-3</sup>) pour l'exposition par inhalation. Pour les effets cancérogènes, les excès de risque par ingestion et par inhalation sont caractérisés suivant les mêmes principes que l'OEHHA.

### Institut National Néerlandais pour la Santé Publique et l'Environnement (Pays-Bas)

L'Institut National Néerlandais pour la Santé Publique et l'Environnement<sup>15</sup> (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM) est une agence indépendante du ministère néerlandais de la santé, du bien-être, et du sport, dont la vocation est de valoriser les travaux de recherche nationaux et internationaux sur le sujet de la santé pour en communiquer les résultats au grand public et aux professionnels de la santé. Le RIVM pilote également des programmes d'intervention. L'agence a dressé en 1994, puis mis à jour en 2001, une liste de substances à risque associée à des VTR nommées MPR (Maximum Permissible Risk). Ces MPR sont de différentes sortes. Pour les effets non cancérogènes, des valeurs pour une exposition par ingestion (Tolerable Daily Intake, TDI) et par inhalation (Tolerable Concentration in Air, TCA) sont proposées. Pour les substances cancérogènes, les risques liés à l'exposition par inhalation et/ou par ingestion sont respectivement caractérisés par la spécification d'une concentration (CR<sub>inhal</sub>) et/ou d'une dose ingérée (CR<sub>oral</sub>) correspondant à un ERI de 1 x 10<sup>-4</sup>.

### Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC)

Le Centre International de Recherche sur le Cancer<sup>16</sup> (CIRC), ou en anglais International Agency for Research on Cancer (IARC), est une agence intergouvernementale de recherche sur le cancer, créée en 1965 par l'Organisation Mondiale de la Santé<sup>17</sup> (OMS) des Nations Unies. Le rôle du CIRC est de diriger et de coordonner la recherche sur les causes du cancer.

Le CIRC propose une classification des substances qui traduit l'état des connaissances sur le danger de cancer qu'elles représentent pour l'homme. Cette classification est très semblable à celle proposée par l'US-EPA; elle distingue 5 groupes définis par le niveau d'évidence scientifique du caractère cancérogène de la substance chez l'homme, ou à défaut chez l'animal :

- **Groupe 1** : Indications suffisantes de cancérogénicité pour l'homme (107 substances classées).
- **Groupe 2A** : Indications limitées de cancérogénicité chez l'homme et suffisantes chez l'animal. (58 substances) ;
- **Groupe 2B** : Indications limitées de cancérogénicité chez l'homme et insuffisantes chez l'animal ou indications insuffisantes chez l'homme et suffisantes chez l'animal (249 substances) ;
- **Groupe 3** : Indications insuffisantes chez l'homme et insuffisantes ou limitées chez l'animal (512 substances) ;
- **Groupe 4** : Indications suggérant une absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal de laboratoire (1 substance).

### Commission Européenne (CE)

---

<sup>14</sup> <http://www.hc-sc.gc.ca/>

<sup>15</sup> <https://www.rivm.nl>

<sup>16</sup> <https://www.iarc.fr>

<sup>17</sup> <http://www.who.int/>

En vue d'une classification et d'un étiquetage harmonisés à l'échelle européenne, la Commission Européenne, à travers son agence dédiée à l'appui et au suivi de la mise en œuvre de la réglementation européenne relative aux substances chimiques, l'ECHA<sup>18</sup>, a mis en place une classification des substances par rapport au danger qu'elles représentent pour l'homme. Cette classification a été établie dans le cadre du règlement européen CLP (pour Classification, Labelling and Packaging), duquel elle figure en annexe VI. Contrairement aux classifications de l'US-EPA et du CIRC, l'aspect cancérigène n'est pas le seul à être abordé. Les substances sont également évaluées vis-à-vis de leur caractère mutagène et reprotoxique. Pour chaque effet sanitaire, la classification considère 3 niveaux d'évidence scientifique des effets suscités par l'exposition aux substances :

- **Catégorie 1A** : Substances que l'on sait être cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques pour l'homme ;
- **Catégorie 1B** : Substances devant être assimilées à des substances cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques pour l'homme ;
- **Catégorie 2** : Substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques possibles, mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation suffisante.

Ces trois aspects de danger (cancérigène, mutagène et reprotoxique) sont évalués indépendamment et font donc parties de classifications différentes. Une même substance peut alors être classée dans des catégories différentes pour chacun de ces trois aspects comme c'est le cas par exemple pour le lindane, un insecticide organochloré, qui est classé cancérigène de catégorie 1A, mutagène de catégorie 2 et reprotoxique de catégorie 1B. On remarque par rapport aux classifications du CIRC et de l'USEPA décrites précédemment que l'absence de preuve ou la preuve de l'absence de dangers conduit de manière identique la substance à ne pas être classé du tout, il n'est donc à priori pas possible de différencier ces cas.

En parallèle, la Commission Européenne a également dressé une liste de substances soupçonnées d'être des perturbateurs endocriniens. Suivant un principe similaire, après avoir collecté des données sur les effets de l'exposition humaine ou animale aux substances, ces dernières ont été réparties en 3 catégories par un groupe d'experts qualifiés :

- **Catégorie 1** : Preuves suffisantes chez l'animal ;
- **Catégorie 2** : Preuves in vitro suffisante ;
- **Catégorie 3** : Absence de preuve.

Sur un total de 564 substances suspectées d'être des perturbateurs endocriniens, seules 147 ont été classées car jugées suffisamment persistantes dans l'environnement ou produites en grandes quantités. Parmi celles-ci, 66 substances sont classées en catégorie 1, dont 60 pour lesquelles une exposition humaine possible a été retenue, et 52 substances sont classées en catégorie 2.

---

<sup>18</sup> <https://echa.europa.eu>

## Annexe 6 – Informations concernant les études retenues pour la hiérarchisation

Période de mesure	Auteurs	Nombre de substances mesurées	Nombre de bâtiments investigués
Inconnue	Bergh <i>et al.</i> (2011)	17	9
Inconnue	Gemenetzi <i>et al.</i> (2006)	29	2
Inconnue	Ragazzi <i>et al.</i> (2014)	3	1
Inconnue	Tovalin-Ahumada et Whitehead (2007)	19	2
2003 - 2005	Dodson <i>et al.</i> (2007)	18	34
2003 - 2005	Harrad, Hazrati et Ibarra (2006)	14	33
2001 - 2006	Salonen <i>et al.</i> (2009)	49	176
2005 - 2006	Jia <i>et al.</i> (2010)	96	10
2005 - 2006	Loffredo <i>et al.</i> (2016)	1	3
2006	Tang <i>et al.</i> (2012)	2	9
2006	Thuresson, Björklund et de Wit, (2012)	10	10
2006	Zhang <i>et al.</i> (2011)	70	4
2004 - 2007	Sakai <i>et al.</i> (2009)	45	49
2005 - 2007	Delgado-Saborit, Stark et Harrison (2011)	15	30
2006 - 2007	Pekey et Arslanbaş (2008)	14	10
2006 - 2007	Bozkurt <i>et al.</i> (2015)	3	10
2003 - 2008	Kotzias <i>et al.</i> (2009)	26	24
2007 - 2008	Sangiorgi <i>et al.</i> (2013)	12	4
2007	Abdallah, Harrad et Covaci (2008)	4	25
2007	Atmo Nord-Pas-de-Calais (2007a)	29	1
2007	Atmo Nord-Pas-de-Calais (2007b)	29	1
2007	Atmo Nord-Pas-de-Calais, (2008c)	9	2
2008	Horemans et Van Grieken (2010)	3	9
2008	Ongwandee <i>et al.</i> (2009)	2	12
2008	Zhou <i>et al.</i> (2011)	10	6
2009	Air Breizh (2009)	18	1
2009	Air Breizh (2010)	15	1
2009	ASPA (2009)	44	1
2009	Atmo Poitou-Charentes (2009)	19	1
2009	Jo et Kim (2010)	24	2
2009	Ongwandee <i>et al.</i> (2011)	13	17
2010	ASPA (2011)	43	1
2010	Queron <i>et al.</i> (2012)	11	1
2010 - 2011	Akal <i>et al.</i> (2015)	34	1
2011	Air Lorraine (2012)	48	1
2011	Atmos'air Bourgogne (2011)	40	1
2011	Massey, Habil et Taneja (2016)	6	2
2011 - 2012	Moreau-Guigon <i>et al.</i> (2016)	58	1

Période de mesure	Auteurs	Nombre de substances mesurées	Nombre de bâtiments investigués
2012 - 2013	Mandin <i>et al.</i> (2017)	22	36
2013	Kalimeri, Bartzis et Saraga (2017)	1	1
2013	Laborie <i>et al.</i> (2016)	62	1
2013	Song <i>et al.</i> (2015)	4	10
2013	Sun <i>et al.</i> (2016)	8	20
2013	Yang <i>et al.</i> (2014)	10	3
2013 - 2014	Habil, Massey et Taneja (2016)	9	2
2013 - 2014	Nørgaard <i>et al.</i> (2014)	13	5
2014	Araji, Ray et Leung (2017)	1	1
2014	Othman, Latif et Mohamed (2016)	14	2
2014	Wan, Xue et Kannan (2015)	1	13
2014	Xiang <i>et al.</i> (2016)	1	1
2014 - 2015	Air Normand (2016b)	28	1
2014 - 2015	Faiz <i>et al.</i> (2016)	8	1
2016	Atmo Franche-Comté (2016)	11	1
2013 - 2017	Mandin <i>et al.</i> (2018)	19	129
Inconnue	Bergh <i>et al.</i> (2011)	17	9
Inconnue	Gemenetzi <i>et al.</i> (2006)	29	2
Inconnue	Ragazzi <i>et al.</i> (2014)	3	1
Inconnue	Tovalin-Ahumada et Whitehead (2007)	19	2

## Annexe 7 – Données de concentration et valeurs toxicologiques de références utilisées pour le calcul des Indices de Risque (IR)

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
Toluène	108-88-3	23	458	10	3.0	79	300
Limonène	138-86-3	15	439	4.1	0.6	8.5	5000
m,p-Xylènes	179601-23-1	20	420	3.8	2.0	9.7	100
alpha-Pinène	80-56-8	13	421	1.3	0.6	3.5	2500
Hexanal	66-25-1	13	375	3.3	0.9	11	900
Benzaldéhyde	100-52-7	14	353	2.7	0.6	4.3	4900
Nonanal	124-19-6	3	306	4.3	2.0	7.5	900
Mix of o-, m-, p-Xylènes	1330-20-7	21	153	9.0	2.4	40	100
Benzène	71-43-2	21	281	2.3	1.2	8	30
Ethylbenzène	100-41-4	21	281	2.2	0.9	8.9	261
Styrène	100-42-5	18	274	1.3	0.2	4	250
1-Butanol	71-36-3	4	195	1.4	1.0	2	3000
Formaldéhyde	50-00-0	18	250	15	11	25	9
Acétaldéhyde	75-07-0	18	249	6.5	5.3	17	9
Acétate d'éthyle	141-78-6	2	177	0.03	0	0	$3.7 \times 10^5$
2-(2-Ethoxyéthoxy)éthanol	111-90-0	1	176	0	0	0	350
2-Phenoxyéthanol	122-99-6	1	176	0	0	0	60
Acide acétique	64-19-7	1	176	0	0	0	1200
Décaméthylcyclopentasiloxane	541-02-6	1	176	2.0	2.0	2.0	4300
Acide hexanoïque	142-62-1	1	176	2.0	2.0	2.0	2100
Propylène glycol	57-55-6	1	176	3.0	3.0	3.0	28
o-Xylène	95-47-6	18	243	2.9	1.0	8.8	500
Tétrachloroéthylène	127-18-4	12	234	0.5	0.09	0.9	35
2-Ethyl-1-hexanol	104-76-7	7	218	15	3.1	55	300
BDE 153	68631-49-2	10	127	$4.7 \times 10^{-6}$	0	$3.2 \times 10^{-5}$	-
2-Butoxyéthanol	111-76-2	10	189	1.8	0.2	1.7	967
n-Hexane	110-54-3	11	92	4.5	1.3	18	700
Trichloroéthylène	79-01-6	12	97	0.4	0.03	0.6	2
Propionaldéhyde	123-38-6	14	73	2.7	1.8	5.7	8
BDE 28	41318-75-6	7	70	$4.2 \times 10^{-6}$	$6.7 \times 10^{-7}$	$1.8 \times 10^{-5}$	-
BDE 47	5436-43-1	7	70	$5.5 \times 10^{-5}$	$8.4 \times 10^{-6}$	$2.1 \times 10^{-4}$	-
BDE 99	60348-60-9	7	70	$6.3 \times 10^{-5}$	$7.3 \times 10^{-6}$	$3.2 \times 10^{-4}$	-
Naphtalène	91-20-3	4	141	0.5	0.5	0.5	3
4-Méthyl-2-pentanone	108-10-1	3	140	0.5	0.4	0.5	1000
Phénol	108-95-2	2	139	2.7	0.5	2.9	20
BDE 154	207122-15-4	6	60	$1.3 \times 10^{-6}$	0	$3.0 \times 10^{-6}$	-
PM 2.5	PM 2.5	16	58	44	12	207	10

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
Chloroforme	67-66-3	3	57	0.5	0.3	1.1	98
Tétrachlorure de carbone	56-23-5	6	55	0.5	0.13	0.7	60
1,2,4-Triméthylbenzène	95-63-6	11	54	2.9	1.2	7.1	60
Ozone (O <sub>3</sub> )	10028-15-6	6	54	4.6	3.5	8.2	400
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	10102-44-0	2	46	23	17	46	200
1,4-Dichlorobenzène	106-46-7	8	42	0.9	0.1	1.9	60
1,3-Butadiène	106-99-0	3	41	0.2	0.2	0.3	2
Acroléine	107-02-8	4	40	1.6	1.6	1.7	0.02
BDE 49	243982-82-3	2	37	$2.34 \times 10^{-6}$	$2.10 \times 10^{-6}$	$4.35 \times 10^{-6}$	-
BDE 66	189084-61-5	2	37	$1.84 \times 10^{-7}$	0	$1.70 \times 10^{-6}$	-
BDE 85	182346-21-0	2	37	$1.19 \times 10^{-7}$	0	$1.10 \times 10^{-6}$	-
n-Décane	124-18-5	13	37	10	1.7	41	-
Méthyl tert-butyl éther (MTBE)	1634-04-4	3	37	2.5	1.4	5.3	370
BDE 183	207122-16-5	5	36	$5.63 \times 10^{-5}$	$2.55 \times 10^{-6}$	$1.95 \times 10^{-4}$	-
Benzo[a]anthracène	56-55-3	4	36	$7.16 \times 10^{-5}$	$5.20 \times 10^{-5}$	$1.85 \times 10^{-4}$	-
Benzo[a]pyrène	50-32-8	4	36	$1.21 \times 10^{-4}$	$9.00 \times 10^{-5}$	$3.85 \times 10^{-4}$	0.002
Benzo[b]fluoranthène	205-99-2	4	36	$2.42 \times 10^{-4}$	$1.67 \times 10^{-4}$	$6.55 \times 10^{-4}$	-
Benzo[g,h,i]pérylène	191-24-2	4	36	$2.15 \times 10^{-4}$	$1.29 \times 10^{-4}$	$7.90 \times 10^{-4}$	-
Benzo[k]fluoranthène	207-08-9	4	36	$1.28 \times 10^{-4}$	$9.13 \times 10^{-5}$	$2.50 \times 10^{-4}$	-
Glutaraldéhyde	111-30-8	1	36	0.8	0.8	0.8	0.08
Indeno[c,d]pyrène	193-39-5	4	36	$1.50 \times 10^{-4}$	$8.00 \times 10^{-5}$	$5.95 \times 10^{-4}$	-
Pyrène	129-00-0	4	36	$3.43 \times 10^{-4}$	$1.67 \times 10^{-5}$	$2.88 \times 10^{-4}$	-
n-Undécane	1120-21-4	12	35	8.7	1.2	15.3	-
Dichlorométhane	75-09-2	1	34	0.7	0.7	0.7	400
BDE 209	1163-19-5	5	33	$9.62 \times 10^{-4}$	$1.27 \times 10^{-4}$	0.002	$7.0 \times 10^4$
Heptachlorobiphényl	28655-71-2	1	33	$1.10 \times 10^{-5}$	$1.10 \times 10^{-5}$	$1.10 \times 10^{-5}$	-
Hexachlorobiphényl	26601-64-9	1	33	$9.30 \times 10^{-5}$	$9.30 \times 10^{-5}$	$9.30 \times 10^{-5}$	-
Pentachlorobiphényl	25429-29-2	1	33	$5.00 \times 10^{-4}$	$5.00 \times 10^{-4}$	$5.00 \times 10^{-4}$	-
Tétrachlorobiphényl	26914-33-0	1	33	0.002	0.002	0.002	-
Trichlorobiphényl	25323-68-6	1	33	0.003	0.003	0.003	-
Acenaphtène	83-32-9	3	32	$2.34 \times 10^{-4}$	$1.38 \times 10^{-4}$	$2.50 \times 10^{-4}$	-
Acenaphtylène	208-96-8	3	32	$8.00 \times 10^{-5}$	$8.00 \times 10^{-5}$	$8.00 \times 10^{-5}$	-
Anthracène	120-12-7	3	32	$8.22 \times 10^{-5}$	$6.00 \times 10^{-5}$	$6.00 \times 10^{-5}$	-
Dibenzo(a,h)anthracène	53-70-3	3	32	$2.82 \times 10^{-5}$	$1.74 \times 10^{-5}$	$3.00 \times 10^{-5}$	-
Fluoranthène	206-44-0	3	32	$5.50 \times 10^{-4}$	$4.20 \times 10^{-4}$	$4.20 \times 10^{-4}$	-
Fluorène	86-73-7	3	32	$3.43 \times 10^{-4}$	$4.00 \times 10^{-5}$	0.002	-
Phenanthrène	85-01-8	3	32	$8.28 \times 10^{-4}$	$2.20 \times 10^{-4}$	0.002	-
Heptane	142-82-5	8	31	5.7	0.6	13	$1.5 \times 10^4$
Coronène	191-07-1	1	30	$9.00 \times 10^{-5}$	$9.00 \times 10^{-5}$	$9.00 \times 10^{-5}$	-
n-Octane	111-65-9	7	30	3.7	0.6	6.8	$6.1 \times 10^5$
PM 10	PM 10	10	29	62	18	250	20

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
n-Nonane	111-84-2	7	26	9.1	1.3	16	$6.1 \times 10^5$
Tétrabromobisphénol-A	79-94-7	2	26	11	11	11	4300
Alpha-hexabromocyclododécane ( $\alpha$ -HBCD)	134237-50-6	1	25	36	36	36	-
Beta-hexabromocyclododécane ( $\beta$ -HBCD)	134237-51-7	1	25	23	23	23	-
Gamma-hexabromocyclododécane ( $\gamma$ -HBCD)	134237-52-8	1	25	110	110	110	-
Acétone	67-64-1	2	22	18	18	18	$3.1 \times 10^4$
Méthylcyclohexane	108-87-2	3	22	0.6	0.2	0.8	8100
1,3,5-Triméthylbenzène	108-67-8	5	21	0.7	0.05	2.5	50
Phtalate de benzyle et de butyle (BBP)	85-68-7	4	21	0.3	0.01	0.6	780
Phtalate de dibutyle (DBP)	84-74-2	4	21	0.8	0.1	1.1	20
Phtalate de diéthyle (DEP)	84-66-2	4	21	0.8	0.1	1.1	2600
Phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP)	117-81-7	4	21	0.6	0.03	1.1	130
1,2-Dichloroéthane	107-06-2	3	20	0.2	0.2	0.4	2428
1,2-Dichloropropane (DCP)	78-87-5	2	19	0.6	0.1	5.2	4
Butanal	123-72-8	11	12	9.9	1.4	21	650
Isovaléraldéhyde	590-86-3	11	12	1.8	0.1	6.1	-
n-Dodécane	112-40-3	4	18	16	0.3	42.1	-
Valéraldéhyde	110-62-3	11	12	7.1	2.2	13	800
Chrome III	7440-47-3	5	16	0.1	0.03	0.6	60
Cuivre (Cu)	7440-50-8	5	16	0.1	0.02	0.4	1
Fer (Fe)	7439-89-6	5	16	0.9	0.6	1.6	-
Plomb (Pb)	7439-92-1	5	16	0.2	0.01	1.2	-
Manganèse (Mn)	7439-96-5	5	16	0.2	0.04	0.6	0.05
Nickel (Ni)	7440-02-0	5	16	0.1	0.01	0.7	0.05
Zinc (Zn)	7440-66-6	5	16	0.4	0.1	1.8	2500
Cyclohexane	110-82-7	6	15	3.1	0.5	4.1	6000
1-Ethyl-2-méthylbenzène	611-14-3	3	13	1.1	0.5	3.5	550
Aluminium (Al)	7429-90-5	3	13	0.8	0.4	1.5	3720
Calcium (Ca)	7440-70-2	3	13	2.2	1.5	5.9	1000
Oxybenzone	131-57-7	1	13	0.002	0.002	0.002	6800
Potassium (K)	7440-09-7	3	13	0.9	0.5	2.3	-
Phosphate de tributyl	126-73-8	3	13	0.002	$4.70 \times 10^{-4}$	0.003	300
Phosphate de tris[2-chloro-1-(chlorométhyl)éthyle]	13674-87-8	3	13	0.02	$4.86 \times 10^{-4}$	0.03	58
Phosphate de tris(2-chloroéthyle)	115-96-8	3	13	0.01	0.003	0.02	-
Phosphate de tris(2-éthylhexyle)	78-42-2	3	13	$2.16 \times 10^{-4}$	0	$8.40 \times 10^{-4}$	-
1,2,3-Triméthylbenzène	526-73-8	2	12	0.7	0.5	1.6	60

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
1-Methoxy-2-propanol	107-98-2	6	6	3.3	0.6	8.7	2000
Phosphate de 2-éthylhexyle et de diphényle (EHDPP)	1241-94-7	2	12	$5.50 \times 10^{-4}$	0	$2.20 \times 10^{-4}$	190
4-Ethyltoluène	622-96-8	2	12	0.9	0.4	1	-
Phtalate de diméthyle (DMP)	131-11-3	3	12	0.6	0.01	0.8	$1.6 \times 10^4$
Phosphate de tripropyle (TnPP)	513-08-6	2	12	$5.13 \times 10^{-8}$	0	$2.05 \times 10^{-7}$	-
Phosphate de tri(butoxyéthyle)	78-51-3	2	12	0.004	$2.70 \times 10^{-4}$	0.005	1000
BDE 206	63387-28-0	2	11	$4.73 \times 10^{-4}$	$2.66 \times 10^{-4}$	$5.20 \times 10^{-4}$	-
Chlore (Cl)	7782-50-5	2	11	1.1	1.1	1.1	0.07
Phtalate de diisobutyl (DiBP)	84-69-5	3	11	0.2	0.2	0.3	720
Cumène	98-82-8	2	11	0.3	0.1	1.0	400
n-Propylbenzène	103-65-1	2	11	0.3	0.2	1.0	950
Silicium (Si)	7440-21-3	2	11	2.0	0.8	2.2	-
Strontium (Sr)	7440-24-6	2	11	0.02	0.01	0.02	-
Soufre (S)	7704-34-9	2	11	1.5	1.3	1.6	-
Titane (Ti)	7440-32-6	2	11	0.06	0.06	0.06	-
Vanadium (V)	7440-62-2	2	11	0.007	0.007	0.008	0.1
BDE 197	117964-21-3	1	10	$8.95 \times 10^{-5}$	$8.95 \times 10^{-5}$	$8.95 \times 10^{-5}$	-
BDE 207	437701-79-6	1	10	$3.98 \times 10^{-4}$	$3.98 \times 10^{-4}$	$3.98 \times 10^{-4}$	-
BDE 208	63936-56-1	1	10	$2.45 \times 10^{-4}$	$2.45 \times 10^{-4}$	$2.45 \times 10^{-4}$	-
n-Tétradécane	629-59-4	1	10	1.1	1.1	1.1	-
Pentadécane	629-62-9	1	10	1	1	1	-
p-Cymène	99-87-6	1	10	0.3	0.3	0.3	1000
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	7446-09-5	1	10	4.8	4.8	4.8	530
Tridécane	629-50-5	1	10	0.4	0.4	0.4	-
Phosphate de tris(2-chloroéthyle) (TCiPP)	13674-84-5	2	10	0.1	0.06	0.1	1460
Phtalate de diméthyle (DMP)	58537-94-3	1	9	0.004	0.004	0.004	-
Phtalate de triéthyle (TEP)	78-40-0	1	9	0.006	0.006	0.006	2910
Phtalate de triisobutyle (TiBP)	126-71-6	1	9	0.008	0.008	0.008	8890
Phosphate de tricrésyle (TToP)	1330-78-5	1	9	0	0	0	80
1-Butoxy-2-propanol	5131-66-8	3	7	33	2.3	151	$4.3 \times 10^4$
Cadmium (Cd)	7440-43-9	4	7	0.1	$9.95 \times 10^{-4}$	0.4	0.01
Chlorobenzène	108-90-7	5	7	2	0.2	5.9	100
1,1,1-Trichloroéthane	71-55-6	5	6	1.1	0.05	3	1000
Bisphénol A	80-05-7	3	6	$2.54 \times 10^{-4}$	$7.65 \times 10^{-5}$	$3.05 \times 10^{-4}$	1000
Chrysène	218-01-9	3	6	$2.06 \times 10^{-4}$	$2.53 \times 10^{-5}$	$2.95 \times 10^{-5}$	-
PCB 105	32598-14-4	3	6	$4.33 \times 10^{-5}$	$1.20 \times 10^{-5}$	$5.85 \times 10^{-5}$	1.3
PCB 110	38380-03-9	3	6	$3.48 \times 10^{-4}$	$9.35 \times 10^{-5}$	$4.69 \times 10^{-4}$	-
PCB 118	31508-00-6	3	6	$1.69 \times 10^{-4}$	$5.35 \times 10^{-5}$	$2.21 \times 10^{-4}$	1.3
PCB 153	35065-27-1	3	6	$1.80 \times 10^{-4}$	$3.78 \times 10^{-5}$	$2.51 \times 10^{-4}$	-
PCB 180	35065-29-3	3	6	$4.42 \times 10^{-5}$	$1.55 \times 10^{-5}$	$8.08 \times 10^{-5}$	-

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
PCB 52	35693-99-3	3	6	0.001	$9.64 \times 10^{-4}$	0.002	-
2-Ethoxyéthanol	110-80-5	5	5	2.16	0.38	4.06	70
3-Isopropényl-6-oxo-heptanal (IPOH)	7086-79-5	1	5	0.9	0.9	0.9	-
4-Acétyl-1-méthylcyclohexène (4-AMCH)	6090-09-1	1	5	0.12	0.12	0.12	-
4-Oxopentanal (4-OPA)	626-96-0	1	5	2.8	2.8	2.8	-
6-Méthyl-5-heptène-2-one (6-MHO)	110-93-0	1	5	1.0	1.0	1.0	-
alpha-Terpinéol	98-55-5	1	5	0.03	0.03	0.03	-
Acétate de butyle	123-86-4	5	5	1.3	0.5	2.5	4800
Dihydromyrcenol	89-78-1	1	5	0.07	0.07	0.07	$1.6 \times 10^4$
Géranol	106-24-1	1	5	0.2	0.2	0.2	$4.8 \times 10^4$
Linalol	78-70-6	1	5	0.1	0.1	0.1	700
BDE126	366791-32-4	1	4	$3.9 \times 10^{-7}$	$3.9 \times 10^{-7}$	$3.9 \times 10^{-7}$	-
BDE138	182677-30-1	1	4	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-6}$	-
BDE15	2050-47-7	1	4	$3.9 \times 10^{-6}$	$3.9 \times 10^{-6}$	$3.9 \times 10^{-6}$	-
BDE17	147217-75-2	1	4	$7.4 \times 10^{-6}$	$7.4 \times 10^{-6}$	$7.4 \times 10^{-6}$	-
BDE184	117948-63-7	1	4	$1.5 \times 10^{-6}$	$1.5 \times 10^{-6}$	$1.5 \times 10^{-6}$	-
BDE191	189084-68-2	1	4	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-6}$	-
BDE77	93703-48-1	1	4	$4.5 \times 10^{-7}$	$4.5 \times 10^{-7}$	$4.5 \times 10^{-7}$	-
Benzo[e]pyrène	192-97-2	1	4	$6.6 \times 10^{-4}$	$6.6 \times 10^{-4}$	$6.6 \times 10^{-4}$	-
Magnésium (Mg)	7439-95-4	2	4	0.2	0.2	0.2	5000
PCB 132	38380-05-1	1	4	$1.3 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-4}$	$1.3 \times 10^{-4}$	-
PCB 136	38411-22-2	1	4	$2.0 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	-
PCB 141	52712-04-6	1	4	$8.2 \times 10^{-5}$	$8.2 \times 10^{-5}$	$8.2 \times 10^{-5}$	-
PCB 146	51908-16-8	1	4	$3.8 \times 10^{-5}$	$3.8 \times 10^{-5}$	$3.8 \times 10^{-5}$	-
PCB 149	38380-04-0	1	4	$5.3 \times 10^{-4}$	$5.3 \times 10^{-4}$	$5.3 \times 10^{-4}$	-
PCB 151	52663-63-5	1	4	$2.5 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-4}$	-
PCB 171	52663-71-5	1	4	$9.0 \times 10^{-6}$	$9.0 \times 10^{-6}$	$9.0 \times 10^{-6}$	-
PCB 174	38411-25-5	1	4	$4.6 \times 10^{-5}$	$4.6 \times 10^{-5}$	$4.6 \times 10^{-5}$	-
PCB 176	52663-65-7	1	4	$1.9 \times 10^{-5}$	$1.9 \times 10^{-5}$	$1.9 \times 10^{-5}$	-
PCB 177	52663-70-4	1	4	$2.5 \times 10^{-5}$	$2.5 \times 10^{-5}$	$2.5 \times 10^{-5}$	-
PCB 179	52663-64-6	1	4	$6.9 \times 10^{-5}$	$6.9 \times 10^{-5}$	$6.9 \times 10^{-5}$	-
PCB 183	52663-69-1	1	4	$2.6 \times 10^{-5}$	$2.6 \times 10^{-5}$	$2.6 \times 10^{-5}$	-
PCB 187	52663-68-0	1	4	$8.0 \times 10^{-5}$	$8.0 \times 10^{-5}$	$8.0 \times 10^{-5}$	-
PCB 22	38444-85-8	1	4	$2.7 \times 10^{-4}$	$2.7 \times 10^{-4}$	$2.7 \times 10^{-4}$	-
PCB 27	38444-76-7	1	4	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	-
PCB 33	38444-86-9	1	4	$4.1 \times 10^{-4}$	$4.1 \times 10^{-4}$	$4.1 \times 10^{-4}$	-
PCB 42	36559-22-5	1	4	$9.8 \times 10^{-5}$	$9.8 \times 10^{-5}$	$9.8 \times 10^{-5}$	-
PCB 44	41464-39-5	1	4	$8.8 \times 10^{-4}$	$8.8 \times 10^{-4}$	$8.8 \times 10^{-4}$	-
PCB 45	70362-45-7	1	4	$9.9 \times 10^{-5}$	$9.9 \times 10^{-5}$	$9.9 \times 10^{-5}$	-

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
PCB 47	2437-79-8	1	4	$2.1 \times 10^{-4}$	$2.1 \times 10^{-4}$	$2.1 \times 10^{-4}$	-
PCB 49	41464-40-8	1	4	$5.6 \times 10^{-4}$	$5.6 \times 10^{-4}$	$5.6 \times 10^{-4}$	-
PCB 51	68194-04-7	1	4	$2.4 \times 10^{-5}$	$2.4 \times 10^{-5}$	$2.4 \times 10^{-5}$	-
PCB 53	41464-41-9	1	4	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	-
PCB 66	32598-10-0	1	4	$8.3 \times 10^{-4}$	$8.3 \times 10^{-4}$	$8.3 \times 10^{-4}$	-
PCB 74	32690-93-0	1	4	$2.8 \times 10^{-4}$	$2.8 \times 10^{-4}$	$2.8 \times 10^{-4}$	-
PCB 82	52663-62-4	1	4	$2.9 \times 10^{-5}$	$2.9 \times 10^{-5}$	$2.9 \times 10^{-5}$	-
PCB 83	60145-20-2	1	4	$2.2 \times 10^{-5}$	$2.2 \times 10^{-5}$	$2.2 \times 10^{-5}$	-
PCB 84	52663-60-2	1	4	$1.2 \times 10^{-4}$	$1.2 \times 10^{-4}$	$1.2 \times 10^{-4}$	-
PCB 87	38380-02-8	1	4	$2.6 \times 10^{-4}$	$2.6 \times 10^{-4}$	$2.6 \times 10^{-4}$	-
PCB 91	68194-05-8	1	4	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	-
PCB 95	38379-99-6	1	4	0.001	0.001	0.001	-
PCB 97	41464-51-1	1	4	$1.4 \times 10^{-4}$	$1.4 \times 10^{-4}$	$1.4 \times 10^{-4}$	-
PCB111	39635-32-0	1	4	$6.2 \times 10^{-5}$	$6.2 \times 10^{-5}$	$6.2 \times 10^{-5}$	-
Pentane	109-66-0	3	4	22	3.2	39	$6.4 \times 10^5$
Phosphate de triphényle (TPP)	115-86-6	2	4	0.001	$4.7 \times 10^{-4}$	0.001	900
1,1,2-Trichloroéthane	79-00-5	2	3	1.4	1.0	1.6	-
1,2,4-Trichlorobenzène	120-82-1	2	3	1.6	0.4	3.6	50
1,2-Dichlorobenzène	95-50-1	2	3	3.2	2.7	4.0	600
BDE 100	189084-64-8	3	3	$1.7 \times 10^{-5}$	$3.9 \times 10^{-6}$	$3.7 \times 10^{-5}$	-
Méthylcyclopentane	96-37-7	2	3	3.7	2.2	4.5	-
Ether éthyle tertiobutyle (ETBE)	637-92-3	3	3	3.2	0.5	7.8	$6.3 \times 10^4$
Phosphate de tri(chloropropyle) (TCPP)	26248-87-3	1	3	0.008	0.008	0.008	-
Phosphate de tri-o-crésyle	78-30-8	1	3	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	$9.0 \times 10^{-5}$	-
1,2-Dibromométhane	74-95-3	1	2	0.3	0.3	0.3	-
Acétate de 2-butoxyéthyle	112-07-2	2	2	17	2.1	31	2200
Acétate de 2-éthoxyéthyle	111-15-9	2	2	0.05	0.05	0.05	300
2-Méthoxyéthanol	109-86-4	2	2	0.5	0.1	1.0	20
Acétate de 2-Méthoxyéthyle	110-49-6	2	2	0.05	0.05	0.05	90
2-Méthyle-1-propanol	78-83-1	2	2	4.1	2.1	6.1	$1.1 \times 10^4$
4-Nonylphénol	104-40-5	2	2	0.02	0.02	0.02	-
4-Tert-octylphénol	140-66-9	2	2	0.002	0.001	0.002	600
Antimoine (Sb)	7440-36-0	1	2	0.04	0.04	0.04	0.3
Arsenic (As)	7440-38-2	1	2	0.001	0.001	0.001	1
Barium (Ba)	7440-39-3	1	2	0.1	0.1	0.1	1
Brome (Br)	7726-95-6	1	2	0.2	0.2	0.2	700
Butyl-paraben	94-26-8	2	2	$8.8 \times 10^{-5}$	$7.7 \times 10^{-5}$	$9.9 \times 10^{-5}$	-
Monoxyde de carbone (CO)	630-08-0	2	2	0.1	0.1	0.1	800
Cis-1,2-Dichloroéthylène	156-59-2	1	2	0.5	0.5	0.5	30
Cobalt (Co)	7440-48-4	1	2	0.01	0.01	0.01	0.1

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
Diméthylsulfure	624-92-0	2	2	0.05	0.05	0.05	240
Di-n-octyl phthalate (DnOP)	117-84-0	2	2	$8.4 \times 10^{-5}$	$4.3 \times 10^{-5}$	$1.3 \times 10^{-4}$	-
Ethyl-paraben	120-47-8	2	2	$2.4 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^{-4}$	$5.2 \times 10^4$
Hexachlorobenzène (HCB)	118-74-1	2	2	$1.6 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-4}$	-
Acétate d'isopropyle	108-21-4	2	2	0.08	0.05	0.01	4200
m-Dichlorobenzène	541-73-1	1	2	2.8	2.8	2.8	3210
Methyl-paraben	99-76-3	2	2	0.004	0.001	0.008	3620
PCB 101	37680-73-2	2	2	$2.7 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	$3.4 \times 10^{-4}$	-
PCB 114	74472-37-0	2	2	$2.0 \times 10^{-7}$	$2.0 \times 10^{-7}$	$2.1 \times 10^{-7}$	1.3
PCB 123	65510-44-3	2	2	$1.3 \times 10^{-7}$	$6.7 \times 10^{-7}$	$1.9 \times 10^{-7}$	1.3
PCB 126	57465-28-8	2	2	$1.9 \times 10^{-7}$	$8.6 \times 10^{-8}$	$2.9 \times 10^{-7}$	$4.0 \times 10^{-4}$
PCB 138	35065-28-2	2	2	$1.9 \times 10^{-5}$	$1.6 \times 10^{-5}$	$2.2 \times 10^{-5}$	-
PCB 156	38380-08-4	2	2	$3.4 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$5.7 \times 10^{-7}$	1.3
PCB 157	69782-90-7	2	2	$1.8 \times 10^{-7}$	$1.6 \times 10^{-7}$	$2.0 \times 10^{-7}$	1.3
PCB 167	52663-72-6	2	2	$5.9 \times 10^{-7}$	$1.3 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-6}$	1.3
PCB 169	32774-16-6	2	2	$9.0 \times 10^{-8}$	$8.1 \times 10^{-8}$	$9.9 \times 10^{-8}$	0.001
PCB 189	39635-31-9	2	2	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-7}$	1.3
PCB 28	7012-37-5	2	2	$1.8 \times 10^{-4}$	$1.6 \times 10^{-4}$	$2.0 \times 10^{-4}$	-
PCB 77	32598-13-3	2	2	$2.0 \times 10^{-7}$	$1.1 \times 10^{-7}$	$2.9 \times 10^{-7}$	0.4
PCB 81	70362-50-4	2	2	$2.6 \times 10^{-6}$	$3.9 \times 10^{-7}$	$4.8 \times 10^{-6}$	0.1
Pentachlorobenzène (PeCB)	608-93-5	2	2	$1.3 \times 10^{-4}$	$1.2 \times 10^{-4}$	$1.4 \times 10^{-4}$	-
Phosphore (P)	7723-14-0	1	2	0.002	0.002	0.002	$2.9 \times 10^4$
Propyl-paraben	94-13-3	2	2	0.001	$5.6 \times 10^{-4}$	0.002	$1.4 \times 10^4$
Sélénium (Se)	7782-49-2	1	2	0.007	0.007	0.007	-
Sodium (Na)	7440-23-5	1	2	2.3	2.3	2.3	-
Tellurium (Te)	13494-80-9	1	2	0.04	0.04	0.04	100
Etain (Sn)	7440-31-5	1	2	0.03	0.03	0.03	$1.7 \times 10^4$
Trans-1,3-dichloropropène	542-75-6	1	2	0.6	0.6	0.6	20
1,1-Dichloroéthane	75-34-3	1	1	0.1	0.1	0.1	-
1,2-Dichloroéthène	540-59-0	1	1	0.1	0.1	0.1	-
1-Butène	106-98-9	1	1	0.3	0.3	0.3	$1.6 \times 10^5$
1-Hexène	592-41-6	1	1	0.1	0.1	0.1	-
Acétate de 2-méthoxy-1-méthyléthyle	108-65-6	1	1	0.4	0.4	0.4	2700
1-Pentène	109-67-1	1	1	0.3	0.3	0.3	-
1-Undécène	821-95-4	1	1	1.7	1.7	1.7	-
2,4-Diméthyl-3-pentanone	565-80-0	1	1	19	19	19	-
2-Butoxyéthoxyéthanol	112-34-5	1	1	183	183	183	670
2-Méthylpentane	107-83-5	1	1	4.3	4.3	4.3	-
3-Méthylpentane	96-14-0	1	1	3.2	3.2	3.2	-
4-Nonylphénol-di-éthoxylate (NP2EO)	20427-84-3	1	1	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	-

Nom de la substance	N° CAS	Nombre d'études	Nombre de bâtiments	Concentration [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]			VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
				Moyenne	P5	P95	
4-Nonylphénol-mono-éthoxylate (NP1EO)	104-35-8	1	1	0.005	0.005	0.005	-
4-tert-Octylphénol diéthoxylate (OP2EO)	2315-61-9	1	1	$1.5 \times 10^{-8}$	$1.5 \times 10^{-8}$	$1.5 \times 10^{-8}$	-
4-tert-Octylphénol monoéthoxylate (OP1EO)	2315-67-5	1	1	$5.6 \times 10^{-4}$	$5.6 \times 10^{-4}$	$5.6 \times 10^{-4}$	-
BDE 12	189084-59-1	1	1	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	$1.0 \times 10^{-4}$	-
Beta-pinène	127-91-3	1	1	2.3	2.3	2.3	1400
Camphène	79-92-5	1	1	8.8	8.8	8.8	$5.4 \times 10^4$
Cis-2-butène	590-18-1	1	1	0.2	0.2	0.2	-
Cis-2-pentène	627-20-3	1	1	0.3	0.3	0.3	-
Cyperméthrine	52315-07-8	1	1	0.003	0.003	0.003	-
Phtalate de diisodécyle (DiDP)	26761-40-0	1	1	$3.5 \times 10^{-6}$	$3.5 \times 10^{-6}$	$3.5 \times 10^{-6}$	-
Phtalate de diisononyle (DiNP)	28553-12-0	1	1	0.002	0.002	0.002	$1.53 \times 10^4$
Ethane	74-84-0	1	1	1.6	1.6	1.6	-
Ethanol	64-17-5	1	1	136	136	136	$1.14 \times 10^5$
Ethène	74-85-1	1	1	1.9	1.9	1.9	-
Furfural	98-01-1	1	1	1.1	1.1	1.1	10
Galaxolide	1222-05-5	1	1	0.03	0.03	0.03	6500
Hexabromocyclododécane	3194-55-6	1	1	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-7}$	-
Iso-butane	75-28-5	1	1	0.4	0.4	0.4	-
Iso-octane	540-84-1	1	1	2.2	2.2	2.2	$6.1 \times 10^5$
Iso-pentane	78-78-4	1	1	3.4	3.4	3.4	$6.4 \times 10^5$
Isoprène	78-79-5	1	1	0.9	0.9	0.9	-
Isopropanol	67-63-0	1	1	42	42	42	7000
Lindane	58-89-9	1	1	$2.9 \times 10^{-4}$	$2.9 \times 10^{-4}$	$2.9 \times 10^{-4}$	0.14
Acétate de méthyle	79-20-9	1	1	156	156	156	$1.5 \times 10^5$
Méthyl éthyl cétone (Butanone)	78-93-3	1	1	10	10	10	5000
Méthylpentylcyclohexane	61142-20-9	1	1	14	14	14	-
n-Butane	106-97-8	1	1	1.3	1.3	1.3	-
Propane	74-98-6	1	1	1.2	1.2	1.2	-
Propène	115-07-1	1	1	0.9	0.9	0.9	3000
Tonalide	21145-77-7	1	1	0.009	0.009	0.009	-
Trans-2-butène	624-64-6	1	1	0.3	0.3	0.3	-
Trans-2-pentène	646-04-8	1	1	0.4	0.4	0.4	-
Triclosan	3380-34-5	1	1	$2.1 \times 10^{-4}$	$2.1 \times 10^{-4}$	$2.1 \times 10^{-4}$	3000
Oxyde de triphénylphosphine (TPPO)	791-28-6	1	1	0.02	0.02	0.02	-

## Annexe 8 – Classement des substances évaluées dans les différentes classifications de danger pour la catégorisation CMRPE

Nom de la substance	N° CAS	Classifications existantes						Catégorie CMRPE
		IARC	CE (Carc.)	CE (Muta.)	CE (Repr.)	CE (PE)	USEPA	
1,2-Dichloropropane (DCP)	78-87-5	1	1B				B2	<b>1</b>
1,3-Butadiène	106-99-0	1	1A	1B			CH	<b>1</b>
4-Tert-octylphénol	140-66-9					1		<b>1</b>
Arsenic	7440-38-2	1					A	<b>1</b>
Benzène	71-43-2	1	1A	1B			CH	<b>1</b>
Benzo[a]pyrène	50-32-8	1	1B	1B	1B		CH	<b>1</b>
Benzyl butyl phthalate (BBP)	85-68-7	3			1B	1		<b>1</b>
Bisphénol A	80-05-7				1B	1		<b>1</b>
Cadmium	7440-43-9	1	1B	2	2	3	B1	<b>1</b>
Monoxyde de carbone	630-08-0				1A			<b>1</b>
Phtalate de dibutyle	84-74-2				1B	1	D	<b>1</b>
Phtalate diéthylhexyl	117-81-7	2B			1B	1	B2	<b>1</b>
Ethanol	64-17-5	1						<b>1</b>
Formaldéhyde	50-00-0	1	1B	2			B1	<b>1</b>
Hexachlorobenzène (HCB)	118-74-1	2B	1B			1	B2	<b>1</b>
Isobutane	75-28-5		1A	1B				<b>1</b>
Plomb (Pb)	7439-92-1	2B			1A	3	B2	<b>1</b>
Lindane	58-89-9	1				1	B2	<b>1</b>
N-butane	106-97-8		1A	1B				<b>1</b>
Nickel	7440-02-0	2B	2				A	<b>1</b>
PCB 126	57465-28-8	1						<b>1</b>
PCB 153	35065-27-1					1		<b>1</b>
PCB 169	32774-16-6					1		<b>1</b>
PCB 47	2437-79-8					1		<b>1</b>
PCB 77	32598-13-3					1		<b>1</b>
PM 10	PM 10	1						<b>1</b>
PM 2.5	PM 2.5	1						<b>1</b>
Styrène	100-42-5	2A			2	1		<b>1</b>
Trichloroéthylène	79-01-6	1	1B	2			CH	<b>1</b>
1,2-Dichloroéthane	107-06-2	2B	1B				B2	<b>2</b>
2-Ethoxyéthanol	110-80-5				1B			<b>2</b>
Acétate de 2-éthoxyéthyl	111-15-9				1B			<b>2</b>
2-Méthoxyéthanol	109-86-4				1B			<b>2</b>
Acétate de 2-méthoxyéthyl	110-49-6				1B			<b>2</b>
Acétaldéhyde	75-07-0	2B	2				B2	<b>2</b>

Nom de la substance	N° CAS	Classifications existantes						Catégorie CMRPE
		IARC	CE (Carc.)	CE (Muta.)	CE (Repr.)	CE (PE)	USEPA	
BDE 209	1163-19-5	3				2		2
BDE 47	5436-43-1					2		2
Benzo[a]anthracène	56-55-3	2B	1B				B2	2
Benzo[b]fluoranthène	205-99-2	2B	1B				B2	2
Benzo[k]fluoranthène	207-08-9	2B	1B				B2	2
Benzo[e]pyrène	192-97-2	3	1B					2
Tétrachlorure de carbone	56-23-5	2B	2				LH	2
Chloroforme	67-66-3	2B	2		2		LH	2
Chrysène	218-01-9	2B	1B	2			B2	2
Dibenzo[a,h]anthracène	53-70-3	2A	1B				B2	2
Dichlorométhane	75-09-2	2A	2				LH	2
Phtalate de diisobutyle (DiBP)	84-69-5				1B			2
Phtalate de diisodécyle (DiDP)	26761-40-0					2		2
Phtalate de diisononyle (DiNP)	28553-12-0					2		2
Indeno[c,d]pyrène	193-39-5	2B					B2	2
Isoprène	78-79-5	2B	1B	2				2
PCB 136	38411-22-2					2		2
PCB 156	38380-08-4					2		2
Tétrabromobisphénol-A	79-94-7	2A						2
Tétrachloroéthylène	127-18-4	2A	2			2	LH	2
Trans-1,3-dichloropropène	542-75-6	2B					LH	2
Phosphate de tris(2-chloroéthyl)	115-96-8	3	2		1B			2
1,1,2-Trichloroéthane	79-00-5	3	2				C	3
1,1-Dichloroéthane	75-34-3						C	3
1,4-Dichlorobenzène	106-46-7	2B	2				C	3
Méthylisobutylcétone	108-10-1	2B					InI	3
Cobalt (Co)	7440-48-4	2B						3
Ethylbenzène	100-41-4	2B					D	3
Furfural	98-01-1	3	2					3
Isopropylbenzène	98-82-8	2B					InI	3
Naphthalène	91-20-3	2B	2				C	3
N-Hexane	110-54-3				2		InI	3
Phénol	108-95-2	3		2		3	InI	3
Toluène	108-88-3	3			2		InI	3
Phosphate de tributyle	126-73-8		2					3
Phosphate de tris(2-chloro-1-(chlorométhyl)éthyl)	13674-87-8		2					3

## Annexe 9 – Liste des substances présentes dans au moins une base de données de substances et susceptibles d'être émises dans l'air des bureaux

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
Acide sulfurique	7664-93-9	1	1		X	X			
Caprolactame	105-60-2	2.2	1				X	X	
Chlorure de vinyle	75-01-4	76.7	1	X		X			
2-Naphtylamine	91-59-8	-	1				X		
Amino-4-diphényle	92-67-1	-	1				X		
Nitrosornicotine	16543-55-8	-	1				X		
Nitrosamine-cétone dérivée de nicotine (NNK)	64091-91-4	-	1				X		
Nonylphénol	25154-52-3	-	1	X					
Résorcine	108-46-3	-	1		X	X	X		
Aminotriazole	61-82-5	-	1			X			
Pentachlorophénol	87-86-5	-	1	X		X			
o-Toluidine	95-53-4	-	1			X			
4,4'-Méthylènebis(2-chloroaniline)	101-14-4	-	1			X			
Polychlorobiphényles (PCB)	1336-36-3	-	1			X			
Mercure	7439-97-6	0.03	2		X	X	X		
1,2,3-Trichloropropane	96-18-4	0.3	2	X					
1,2-Dibromoéthane	106-93-4	0.8	2		X				
Bromométhane	74-83-9	5	2			X			
Acrylamide	79-06-1	6	2	X		X			
2-Nitropropane	79-46-9	20	2		X	X			
4,4'-Diaminodiphénylméthane	101-77-9	20	2	X		X			
n,n-Diméthylformamide	68-12-2	30	2	X					

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
Oxyde de propylène	75-56-9	30	2		X				
Pétrole	8006-61-9	71	2		X				
Disulfure de carbone	75-15-0	700	2	X		X			
n-Méthyl-2-pyrrolidone	872-50-4	1800	2	X	X	X	X		
2-Phénylphénol	90-43-7	-	2	X			X		X
Quinoléine	91-22-5	-	2				X		
m+p-Crésol	84989-04-8	-	2				X		
2,4-Diaminotoluène	95-80-7	-	2	X					
(Trichlorométhyl)benzène	98-07-7	-	2	X					
Aziridine	151-56-4	-	2	X					
2-Méthoxy-1-propanol	1589-47-5	-	2	X					
Diglyme	111-96-6	-	2	X			X		
Acétate de 2-méthoxypropyle	70657-70-4	-	2	X					
Perfluorooctanesulfonate d'ammonium	29081-56-9	-	2	X					
Phtalate de dihexyle	84-75-3	-	2	X					
p-Chlorocrésol	59-50-7	-	2	X			X		
Méthanesulfonate de méthyle (MMS)	66-27-3	-	2		X				
4,4'-Oxydianiline	101-80-4	-	2		X				
Tétrafluoroéthylène	116-14-3	-	2		X				
Benzothiazole-2-thiol	149-30-4	-	2		X				
Tétraborate de sodium	1303-96-4	-	2		X				
Borate de sodium	10332-33-9	-	2		X				
Disodium octaborate	12008-41-2	-	2		X				
Phosphate de trixyle	25155-23-1	-	2		X				
Alcool tétrahydrofurfurylique	97-99-4	-	2		X				

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
4-tert-butylphénol	98-54-4	-	2	X	X				
Phtalate diisopentyl	605-50-5	-	2		X				
3,7-Diméthyl-octa-2,6-dienitrile	5146-66-7	-	2		X				
N-Ethyl-2-pyrrolidone	2687-91-4	-	2	X	X	X			
Bromoforme	75-25-2	-	2			X			
Sulfate de diméthyle	77-78-1	-	2			X			
2,4,6-Trichlorophénol	88-06-2	-	2			X			
Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	94-75-7	-	2			X			
Ethylène thiourée	96-45-7	-	2			X			
$\alpha$ -Chlorotoluène	100-44-7	-	2			X			
1-Bromopropane	106-94-5	-	2			X			
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	335-67-1	-	2	X		X			
Acide borique	10043-35-3	-	2		X	X			
Dichromate de potassium	7778-50-9	-	2			X			
Acide perfluorooctanesulfonique	1763-23-1	-	2	X		X			
n,n-Diméthylacétamide (DMAC)	127-19-5	-	2	X		X	X		
Formamide	75-12-7	-	2	X		X			
n-Méthylformamide (NMF)	123-39-7	-	2			X			
2,4-/2,6- Diisocyanate de toluène (TDI)	26471-62-5	0.021	3	X	X	X			
4,4'-diisocyanate de diphenylméthylène (4,4'-MDI)	101-68-8	0.6	3		X	X		X	
Aniline	62-53-3	1	3			X		X	
Isocyanate de méthyle	624-83-9	1	3			X		X	
Diéthanolamine	111-42-2	3	3		X	X		X	
Crotonaldéhyde	4170-30-3	5	3	X			X		
1,4-Dioxane	123-91-1	30	3			X	X		

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [µg.m <sup>-3</sup> ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
2-Hexanone (MBK)	591-78-6	30	3	X		X			
Tétrahydrofurane	109-99-9	35	3		X	X	X	X	
Acétate de vinyle	108-05-4	35.2	3			X			
Chlorométhane	74-87-3	90	3	X		X			
Sorbaldéhyde	142-83-6	-	3				X		
Acétamide	60-35-5	-	3				X		
Pyrocatechol	120-80-9	-	3				X		
Bromodichlorométhane	75-27-4	-	3	X					
α-Méthylstyrène (AMS)	98-83-9	-	3	X			X		
4-Vinylcyclohexène	100-40-3	-	3	X			X		
Benzophénone	119-61-9	-	3	X	X		X		
Nitrométhane	75-52-5	-	3		X	X			
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	79-34-5	-	3			X			
Hexachlorobutadiène	87-68-3	-	3			X			
Acrylate d'éthyle	140-88-5	-	3			X			
Chlorothalonil	1897-45-6	-	3			X			
Diisocyanate d'hexaméthylène	822-06-0	0.01	NC	X	X	X		X	
Trihydrure d'arsenic	7784-42-1	0.015	NC		X	X			
Prépolymère de diisocyanate de diphenylméthylène (pMDI)	9016-87-9	0.08	NC		X	X			
Acide phosphorique	7664-38-2	7	NC		X			X	X
Triéthylamine	121-44-8	7	NC			X	X	X	
Chlorure d'hydrogène	7647-01-0	9	NC		X			X	
Anhydride phtalique	85-44-9	20	NC		X	X		X	
1,2,3-Trichlorobenzène	87-61-6	50	NC			X			
Acétonitrile	75-05-8	60	NC	X		X	X		

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
1,2-trans-Dichloroéthène	156-60-5	60	NC			X			
2-Phénoxyéthanol	122-99-6	60	NC		X	X	X		
Ammoniac	7664-41-7	69.7	NC		X	X	X		
Tricresyl phosphate (TToP)	1330-78-5	80	NC		X	X			
Hydroxytoluène butylé (BHT)	128-37-0	100	NC	X			X		
Cyclohexanone	108-94-1	136	NC	X	X	X	X		
2-(2-Éthoxyéthoxy)éthanol	111-90-0	350	NC	X	X	X	X		
Diisobutyrate de 2,2,4-triméthyl-1,3-pentanediol (TXIB)	6846-50-0	450	NC	X	X		X		
Texanol	25265-77-4	600	NC	X	X		X		
Acétate de 2-(2-butoxyéthoxy)éthyle	124-17-4	850	NC	X	X	X	X		
Heptanal	111-71-7	900	NC	X	X		X		
Décanal	112-31-2	900	NC	X	X		X		
Octanal	124-13-0	900	NC	X	X		X		
3-Carène	13466-78-9	1000	NC	X	X		X		
Acide acétique	64-19-7	1200	NC	X	X	X	X		
[2-(2-méthoxyméthylethoxy)méthylethoxy]propanol	25498-49-1	1200	NC	X	X				
1-[2-(2-méthoxy-1-méthylethoxy)-1-méthylethoxy]propane-2-ol	20324-33-8	1200	NC	X					
Acide propanoïque	79-09-4	1500	NC	X	X		X		
Propylène-1,2-glycol diacétate	623-84-7	1600	NC		X				
1-Octanol	111-87-5	1700	NC	X	X		X		
Acide isobutyrique	79-31-2	1800	NC		X		X		
Acide butyrique	107-92-6	1800	NC	X	X		X		

Nom de la substance	N° CAS	VTR ou DNEL [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]	Catégorie CMRPE	Rapport ANSES (mobilier)	Base de données de l'ECHA	Fiche Toxicologique de l'INRS	PANDORE	SPIN	Wei et al., 2016
Acide pivalique	75-98-9	2100	NC				X		
Acide heptanoïque	111-14-8	2100	NC				X		
Acide octanoïque	124-07-2	2100	NC	X	X		X		
gamma-Butyrolactone	96-48-0	2800	NC		X	X			
2-Méthylpentane-2,4-diol	107-41-5	3500	NC	X	X	X			

## *Stratégies optimales de maîtrise de la qualité de l'air dans les bureaux : Evaluation du potentiel des matériaux adsorbants*

Les nombreuses études menées en France et dans le reste du monde au cours des vingt dernières années ont permis d'inscrire la qualité de l'air intérieur comme une problématique environnementale à part entière. L'enjeu de cette thèse repose sur l'évaluation de la qualité de l'air dans les bâtiments de bureaux, de sa qualification par le choix d'indicateurs pertinents à la recherche de solutions d'amélioration. Elle comporte deux volets aux objectifs complémentaires.

Le premier traite de la caractérisation fine du potentiel des matériaux adsorbants pour la maîtrise de la qualité de l'air, sur la base de 6 polluants de familles chimiques différentes. Différents protocoles expérimentaux sont mis en œuvre afin de caractériser les différents aspects de la performance de 6 matériaux du marché, à savoir l'influence de la concentration sur les flux adsorbés, leur capacité d'adsorption, l'irréversibilité des processus, et la réduction des émissions des matériaux sur lesquels ils sont disposés. L'abattement des concentrations en formaldéhyde que peuvent procurer les matériaux adsorbants est ensuite évalué par des simulations de la qualité de l'air dans un bureau représentatif, en couplant une modélisation zonale des transferts aérauliques et de polluants dans l'ambiance à une modélisation détaillée des transferts dans les matériaux constitutifs des parois. Les résultats obtenus permettent d'analyser l'influence du type et de la position des matériaux adsorbants dans la pièce (plafond ou mur) et de juger de l'intérêt de recourir à ces matériaux par référence à d'autres stratégies de contrôle de la qualité de l'air.

Le second volet de la thèse élargit la discussion en abordant la définition des traceurs les plus pertinents de la qualité de l'air dans les bâtiments de bureaux, en termes de risques sanitaires encourus par leurs occupants. Une méthode originale de hiérarchisation sanitaire des polluants présents dans l'air de ce type de bâtiments est proposée. 307 substances ayant fait l'objet de mesures de concentrations dans le monde sont ainsi évaluées vis-à-vis de leurs effets à seuil, via le calcul d'un indice de risque (IR), et de leurs effets cancérigène, mutagène, reprotoxique ou perturbateur endocrinien (CMRPE), via une classification de danger. Parmi elles, 57 sont considérées comme prioritaires de par leur classification CMRPE et 11 de par leur IR. Le mode de représentation graphique des résultats permet une sélection ou une actualisation facile des données, pour une analyse sur un périmètre géographique ou une période de mesure donnée, ou un suivi dynamique de la hiérarchisation. 130 substances dont certaines choisies car ne disposant pas ou peu de données de concentration dans la littérature ont fait l'objet d'une campagne de mesure dans 30 immeubles de bureaux de Nouvelle-Aquitaine. Les résultats obtenus permettent de compléter et d'affiner la hiérarchisation.

## *Optimal strategies for controlling air quality in offices: Assessment of sorptive materials*

The numerous studies carried out in France and in the rest of the world over the past twenty years have led to consider indoor air quality as a full environmental issue. The challenge of this thesis is the characterization of air quality in office buildings, from its qualification by the selection of relevant indicators to the definition of improvement solutions. It has two components with complementary objectives.

The first one deals with the ability of sorptive materials to control indoor air quality. 6 commercially-available products, including 3 paints and 3 gypsum-based materials, were assessed against 6 well-known pollutants. Various experiments were carried out to address the influence of concentration on adsorption rate, the adsorption capacity of the materials, the irreversibility of the adsorption processes, and the decrease in the emissions from the walls when they are coated with sorptive materials. The reduction in formaldehyde concentrations that sorptive materials can provide is then evaluated from simulations of the air quality in a representative office. The model associates a zonal modeling of heat, airflows and pollutant transports in the room volume, and a detailed modeling of pollutants transfers within buildings materials. The simulation results show the influence of the type and arrangement of sorptive materials in the room (ceiling/wall). They also provide relevant information to assess the air cleaning efficiency of these materials by reference to other technical solutions for controlling indoor air quality.

The second part of the thesis widens the discussion by tackling the identification of the most relevant pollutants to consider for an objective assessment of indoor air quality in office buildings. 307 substances having concentration measurements have been evaluated with regard to their threshold effects, through the calculation of a risk index (IR), and their carcinogenic, mutagenic reprotoxic or endocrine disruptor (CMRPE) effects, through existing hazard classifications. Among them, 57 are considered as priority contaminants due to their CMRPE classification. 11 others have an IR greater than 1. The graphical representation of the method results allows easy selection and updating of the data, for a more targeted study or a dynamic monitoring of the ranking. 130 substances including some selected as having no or very few concentration data have been measured in 30 office buildings located in Nouvelle-Aquitaine, France. These measurements were used to complete and refine the ranking based on published data.

**ADEME**



Agence de l'Environnement  
et de la Maîtrise de l'Energie

**LaSIE**

(Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement)

Pôle Sciences et Technologie

Avenue Michel Crépeau

17042 La Rochelle Cedex 1 - France

**CSTB**  
le futur en construction