



**HAL**  
open science

# Traitement combiné de polluants atmosphériques par filtration et adsorption pour limiter leur transfert dans l'habitat urbain

Kevin Morisseau

► **To cite this version:**

Kevin Morisseau. Traitement combiné de polluants atmosphériques par filtration et adsorption pour limiter leur transfert dans l'habitat urbain. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes, 2016. Français. NNT : 2016EMNA0292 . tel-01419583

**HAL Id: tel-01419583**

**<https://theses.hal.science/tel-01419583>**

Submitted on 19 Dec 2016

**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.

## Thèse de Doctorat

Kevin MORISSEAU

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du  
grade de Docteur de l'Ecole des Mines de Nantes  
sous le sceau de l'Université Bretagne Loire*

École doctorale : SPIGA

Discipline : Génie des Procédés

Spécialité : Environnement

Unité de recherche : GEPEA UMR CNRS 6144

Soutenue le 26 octobre 2016

Thèse N° : 2016EMNA0292

# Traitement combiné de polluants atmosphériques par filtration et adsorption pour limiter leur transfert dans l'habitat urbain

## JURY

Rapporteurs :	<b>Mme. Evelyne GONZE</b> , Professeur, LOCIE, Université Savoie Mont-Blanc <b>Mme. Cécile HORT</b> , Maître de Conférences HDR, Université de Pau et des Pays de l'Adour
Membres du jury :	<b>M. Adrien DHALLUIN</b> , Docteur – Ingénieur de recherche, Université de La Rochelle <b>Mme. Agnès MONTILLET</b> , Professeur, Université de Nantes
Membre invité :	<b>Mme. Laurence LE COQ</b> , Professeur, Ecole des Mines de Nantes
Directeur de Thèse :	<b>M. Yves ANDRES</b> , Professeur, Ecole des Mines de Nantes
Co-encadrant de Thèse :	<b>Mme. Aurélie JOUBERT</b> , Maître assistante, Ecole des Mines de Nantes



# Remerciement

Le travail réalisé dans le cadre de cette thèse est né d'un AMI de l'ADEME qui a nommé lauréate la plateforme TIPEE. Cela a conduit à une collaboration entre l'EMN via IRSTV et TIPEE dont l'un des projets de recherche porte sur ces travaux de thèse. Aussi je remercie les membres du personnel de ces organismes qui ont permis de mener à bien ce projet.

Je remercie Yves ANDRES, directeur de thèse. J'ai particulièrement aimé nos échanges toujours très intéressants et motivants et la disponibilité qu'il m'a accordée. Je remercie Aurélie JOUBERT, encadrante. J'ai apprécié sa rigueur, son regard critique et ses exigences rédactionnelles qui m'ont aidé à progresser. Je remercie également Laurence LE COQ pour ses conseils, ses suggestions, les échanges que nous avons eus dans le cadre de réunions et aussi pour avoir accepté d'être membre invité de mon jury de thèse.

Je remercie Evelyne GONZE, professeur au LOCIE, Université Savoie Mont-Blanc, ainsi que Cécile HORT, maître de conférences à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, pour avoir accepté le travail de rapporteur de ma thèse. Je remercie Adrien DHALLUIN, docteur et ingénieur de recherche à l'Université de La Rochelle et membre de la plateforme TIPEE pour avoir participé à ma thèse en tant que membre du comité de suivi de thèse puis en tant que membre du jury de thèse. Je remercie Agnès MONTILLET, professeur à l'université de Nantes, qui fut ma professeur de l'IUT jusqu'à mon Master, pour avoir accepté d'être membre de mon jury de thèse.

Tout le travail expérimental n'aurait pu se faire sans l'aide précieuse de l'équipe technique du DSEE de l'EMN. Un grand merci à Yvan GOURIOU pour la réalisation des dispositifs expérimentaux décrits dans la thèse (pilote expérimental, prototype de filtre, cannes de prélèvement, etc.) et pour ses conseils techniques. Je remercie également Jérôme MARTIN et François-Xavier BLANCHET pour la réalisation des programmes informatiques et la mise en place des dispositifs électriques. Je remercie Eric CHEVREL et Katell CHAILLOU pour leur aide précieuse lors des expériences et pour m'avoir formé à l'utilisation des différents appareils analytiques. Enfin un grand merci à Patrick BRION pour son aide précieuse. Mes remerciements vont désormais à Dominique BRIAND, assistante administrative du DSEE, pour son efficacité et son aide.

Ces 3 années de thèse ont été particulièrement agréables grâce aux autres doctorants et post-doctorants. Ainsi je remercie Olivier, Luisa, Frédéric, Maxime, Thibault, Clément,

Charlotte, Ivan, José, Rachid, Safaa, Mouna, Elias, Subodh, Vincent, Zhewei, Trinh, Guillaume, Aurélien, Ana, Henrietta, Jenny... Je remercie tout particulièrement mes collègues de bureaux : Nadine, Djihad, Laura, Agustina et Victor.

Des grands mercis à mes amis et en particulier Hervé et François. Enfin je remercie affectueusement ma famille et particulièrement ma femme Jiayu pour leur soutien moral, leur patience et leurs conseils tout au long de ma thèse.

## Résumé

Avec le développement des bâtiments basse consommation de plus en plus hermétiques, la nécessité de renouveler l'air intérieur à l'aide de système de ventilation mécanique s'est accrue. Or, les concentrations en polluants dans les environnements urbains augmentent continuellement, favorisant ainsi le transfert de polluants atmosphériques dans l'air intérieur. Ces travaux de thèse porte sur l'étude de procédés pour l'élimination combinée des principaux polluants de l'air extérieur urbain entrant dans les logements individuels via les systèmes de ventilation.

A l'issue d'un état de l'art des polluants de l'air, des systèmes de ventilation et des procédés de traitement, les procédés de filtration par médias fibreux et d'adsorption ont été choisis pour traiter l'air urbain caractérisé par les  $PM_{10}$ , les  $PM_{2,5}$ , les aérosols microbiens, les BTEX et les  $NO_x$ . Une méthodologie a été mise en œuvre pour sélectionner parmi différents matériaux étudiés et selon des critères de performances la solution de traitement la mieux adaptée, à savoir un filtre F7-combiné en fibres de verre et contenant des grains de charbon actif. Après étude, une stratégie de chauffage journalier du filtre à  $70^\circ C$  durant 1h30 a été proposée pour régénérer partiellement l'adsorbant afin de prolonger sa durée de vie et pour limiter la croissance microbienne sur le filtre notamment par dessiccation de ce dernier.

Une campagne expérimentale en conditions de génération multi-polluants contrôlées a permis de quantifier les performances de traitement du filtre F7-combiné. Le traitement thermique utilisé a permis de maintenir une efficacité d'adsorption du toluène de 40% et de limiter la prolifération microbienne sur le filtre. Des interactions entre les polluants ont été observées, notamment une augmentation de l'efficacité de filtration des  $PM_{10}$  par la présence de  $PM_{2,5}$  qui permettent rapidement le passage à la phase de filtration en surface. En outre, le mélange toluène/ $NO_2$  entraîne une diminution de l'adsorption du  $NO_2$  au profit du toluène.

Enfin, une campagne expérimentale en conditions réalistes a été menée pendant 3 mois afin notamment d'étudier les performances du traitement thermique. Les niveaux de concentration des polluants dans la zone péri-urbaine de l'étude étaient faibles. Le traitement thermique appliqué au filtre F7-combiné, pour les conditions opératoires étudiées et après 3 mois de suivi, a permis de limiter significativement la croissance fongique sur le filtre mais pas d'améliorer de façon significative l'adsorption des COV et des  $NO_x$ .

### Mots clés

Qualité de l'air intérieur, filtration, adsorption, COV,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , aérosol microbien.

# Abstract

The development of low energy buildings, which are more and more hermetic, leads to the necessity of indoor air renewal with mechanical ventilation system. However, the concentration of pollutants in urban environments increases continually, which promotes the pollutant transfer from the outdoor to the indoor air. This PhD thesis consists in the study of processes for the combined purification of the main urban outdoor air pollutants coming in individual dwellings through the ventilation systems.

Out of a state of the art of the air pollutants, the ventilation systems and the treatment processes, filtration with fibrous media and adsorption were the two processes chosen to treat the urban air characterized by  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , microbial aerosol, BTEX and  $NO_x$ . A methodology was setup to select, through the different studied materials and with some performance criterion, the most suitable treatment solution i.e. a combined-F7 filter with glass fiber and granular activated carbon. A daily heating strategy of the combined-F7 filter at  $70^\circ C$  for 1h30 was proposed to partially regenerate the adsorbent in order to improve its lifetime and to limit the microbial growth on the filter, in particular by desiccation.

An experimental campaign in controlled conditions with multi-pollutant generation permitted to quantify the performances of the combined-F7 filter. The thermal treatment permitted to maintain the adsorption efficiency of the toluene at 40% and to limit the microbial proliferation. Competitions within pollutants were observed, in particular an increase of the filtration efficiency of  $PM_{10}$  with the presence of  $PM_{2.5}$  by promoting the cake filtration stage. Moreover the mix toluene/ $NO_2$  leads to a decrease of the  $NO_2$  adsorption in favor of the toluene.

Finally, an experimental campaign in realistic conditions was conducted for 3 months in particular to study the performances of the thermal treatment. Concentration levels of the pollutants in the suburban area of the study were low. The thermal treatment applied to the combined-F7 filter, with the operating conditions studied and after 3 month of follow-up, permitted to significantly limit the fungal growth on the filter but it did not permit to improve significantly the VOC and  $NO_x$  adsorption.

## Key words

Indoor air quality, filtration, adsorption, VOC,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , microbial aerosol.

# Production scientifique

## **Publication dans une revue internationale avec comité de lecture**

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. (2016). Quantification of the fungal fraction released from various preloaded fibrous filters during a simulated ventilation restart. *Indoor Air Journal* (in press ; DOI : 10.1111/ina.12330)

## **Communication avec actes dans un congrès international ou national**

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Microbial particles release from preloaded fibrous filters at a simulated restart of ventilation in controlled conditions. *Indoor Air 2014, The 13<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Hong Kong. 7-12 July 2014.

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Simulated restart of air filtration process in controlled conditions with preloaded fibrous filters containing microbial particles. *FPS 2014, European Conference on Fluid-Particle Separation*. Lyon (France). 15-17 October 2014.

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Etude du relargage d'aérosols microbiens en aval de filtres de CTA et de l'influence d'un traitement thermique. *CFA 2015, 30<sup>eme</sup> Congrès Français sur les Aérosols*. Paris (France). 27 et 28 Janvier 2015.

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Investigations of thermal treatment of loaded HVAC filters for combined microbial inhibition and VOC partial desorption. *Healthy Buildings Europe 2015*. Eindhoven (The Netherlands). 18-20 May 2015.

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Methodology for the evaluation of HVAC combined filter performances regarding multipollutants. *WFC 12, 12<sup>th</sup> World Filtration Congress*. Taipei (Taiwan). 11-15 April 2016.

Morisseau K., Joubert A., Le Coq L., Andres Y. Investigation of combine processes for atmospheric multi-pollutant removal through the HVAC of an individual house. *Indoor Air 2016, The 14<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Ghent (Belgique). 4-8 July 2016.



Hequet V., Bruno P., Hort C., Platel V., Petit J.-F., Morisseau K., Le Coq L., Andres Y. Microorganisms spores inactivation by photocatalysis in air handling unit. Indoor Air 2016, The 14<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Ghent (Belgique). 4-8 July 2016.

# Table des matières

Introduction générale.....	27
Chapitre 1 Etat de l'art de la qualité de l'air dans l'habitat .....	31
I. Introduction.....	32
II. Pollution et air intérieur .....	33
II.1. Polluants de l'air intérieur .....	33
II.2. Sources de pollution .....	41
II.3. Qualité de l'air intérieur (QAI).....	44
II.4. Rôle de la ventilation .....	50
III. Le renouvellement de l'air dans les bâtiments .....	52
III.1. Systèmes de renouvellement d'air.....	52
III.2. Contrôle et réglementation de la ventilation .....	56
III.3. Critères d'évaluation de l'efficacité de ventilation .....	60
IV. Systèmes de traitement de l'air .....	65
IV.1. Notion de « traitement » de l'air .....	65
IV.2. Procédés conventionnels .....	66
IV.3. Procédés émergents.....	80
V. Conclusion.....	88
Chapitre 2 Etablissement de la méthodologie générale de l'étude .....	89
I. Introduction.....	90
II. Polluants atmosphériques cibles de l'étude .....	91
II.1. Identification des polluants et représentation au laboratoire .....	91
II.2. Niveaux de concentrations des polluants atmosphériques dans l'air urbain .....	91
III. Procédés de traitement de l'air multi-polluants étudiés .....	94
III.1. Sélection des procédés de traitement.....	94
III.2. Matériaux filtrants et adsorbants testés .....	96
III.3. Taux d'abattements « guide » .....	97
III.4. Verrous scientifiques.....	98
IV. Mise en œuvre du procédé de traitement multi-polluants dans une maison individuelle .....	99
IV.1. Système de renouvellement de l'air .....	99
IV.2. Implantation du procédé dans le système de ventilation.....	99
V. Méthodologie générale .....	101
VI. Conclusion .....	103

Chapitre 3 Caractérisation et sélection des procédés de traitement .....	105
I. Introduction.....	106
II. Développement du pilote de laboratoire.....	107
II.1. Estimation du débit nominal de traitement du pilote de laboratoire.....	107
II.2. Conception du pilote de laboratoire.....	108
II.3. Génération et mesure des polluants modèles.....	109
III. Caractérisation des matériaux .....	112
III.1. Propriétés de structure poreuse .....	112
III.2. Efficacité théorique initiale de filtration .....	117
III.3. Perméabilité à l'air .....	119
III.4. Performances de filtration .....	120
III.5. Comportement des filtres vis-à-vis des micro-organismes .....	131
III.6. Propriétés d'adsorption .....	141
IV. Sélection de la combinaison de traitement optimale.....	147
IV.1. Définition des critères de comparaison .....	147
IV.2. Méthode de comparaison quantitative pour le choix de la combinaison de traitement la plus favorable .....	151
V. Conclusion.....	153
Chapitre 4 Performances de traitement multi-polluants du procédé combiné en conditions contrôlées .....	155
I. Introduction.....	156
II. Optimisation des conditions opératoires du traitement thermique .....	157
II.1. Etude de la désorption du toluène.....	157
II.2. Effet du traitement thermique sur la population de <i>P. chrysogenum</i> .....	162
III. Matériel et méthode.....	168
III.1. Prototype de filtre F7-combiné plissé .....	168
III.2. Conditions de génération et de mesure des polluants .....	168
III.3. Planning expérimental.....	170
IV. Essais multi-polluants en conditions contrôlées .....	172
IV.1. Evolution des conditions de température et d'humidité de l'air .....	172
IV.2. Performance de filtration en conditions contrôlées d'un filtre F7-combiné plissé.....	173
IV.3. Performances d'adsorption du filtre F7-combiné .....	181
IV.4. Survie fongique .....	189
V. Conclusion.....	191

Chapitre 5 Etude de faisabilité d'implantation du procédé combiné dans l'habitat urbain ...	193
I. Introduction.....	194
II. Influence du traitement thermique sur les performances de traitement du procédé combiné en conditions réalistes.....	195
II.1. Matériel et méthode .....	195
II.2. Caractérisation de l'air péri-urbain à traiter en amont des filtres .....	200
II.3. Performances de purification.....	205
III. Adaptabilité de la solution de traitement à une maison individuelle type .....	214
III.1. Dimensionnement théorique dans une maison individuelle de l'école des Mines de Nantes.....	214
III.2. Problèmes techniques pouvant être rencontrés .....	215
IV. Etude technico-économique d'implantation de la solution de traitement dans l'habitat .....	217
IV.1. Estimation du coût de la solution pour la France.....	217
IV.2. Solutions de réduction des coûts .....	218
IV.3. Etude de l'implantation du système dans le monde .....	218
V. Conclusion.....	221
Conclusion générale .....	223
Bibliographie.....	229
Annexes.....	237

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1-1 - Débits d'air extraits en fonction du nombre de pièces principales du logement, issue de (Prat, 2012) .....</b>	<b>60</b>
<b>Tableau 1-2 – Débits d'air minimaux dans le cas de dispositifs individuels de réglage, issue de (Prat, 2012) .....</b>	<b>60</b>
<b>Tableau 1-3 – Age moyen local et global de l'air selon la méthode expérimentale de détermination du temps de séjour .....</b>	<b>61</b>
<b>Tableau 2-1 - Polluants cibles de l'étude et polluants « modèles » au laboratoire.....</b>	<b>91</b>
<b>Tableau 2-2 - Concentrations moyennes annuelles maximales des polluants atmosphériques cibles (Air Rhône-Alpes, Air Pays de Loire et Air Paris) .....</b>	<b>92</b>
<b>Tableau 2-3 - Evaluation qualitative des performances de traitement de différents procédés vis-à-vis des polluants cibles.....</b>	<b>95</b>
<b>Tableau 2-4 – Présentation des 3 solutions de traitement testées .....</b>	<b>97</b>
<b>Tableau 2-5 – Valeurs guides OMS (WHO, 2010) et objectifs d'abattement des polluants .....</b>	<b>98</b>
<b>Tableau 3-1 - Méthodes de génération, d'échantillonnage et de mesure des polluants modèles .....</b>	<b>111</b>
<b>Tableau 3-2 - Diamètres de fibre moyens et écarts-types de la population des différents filtres (pour N&gt;50).....</b>	<b>112</b>
<b>Tableau 3-3 - Epaisseurs moyennes et écarts-types de la population des différents filtres (pour N&gt;10).....</b>	<b>113</b>
<b>Tableau 3-4 - Porosités moyennes des différents filtres et étendues de la mesure (pour N=3) .....</b>	<b>114</b>
<b>Tableau 3-5 - Grammages des différents filtres et étendues de la mesure (pour N=3)..</b>	<b>115</b>
<b>Tableau 3-6 - Résultats de l'analyse BET des médias contenant du charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>116</b>
<b>Tableau 3-7 - Perméabilités des différents médias (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>119</b>
<b>Tableau 3-8 - Capacité de rétention en eau des différents filtres étudiés par méthode Karl Fisher (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>132</b>
<b>Tableau 3-9 - Volumes poreux et volume d'eau adsorbée par les filtres composés de charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>133</b>
<b>Tableau 3-10 – Informations relatives à la croissance fongique sur les filtres (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>135</b>

<b>Tableau 3-11 - Fractions de <i>Penicillium chrysogenum</i> relarguées (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>139</b>
<b>Tableau 3-12 - Constantes de vitesse des différents adsorbants (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>144</b>
<b>Tableau 3-13 - Critères de comparaison et valeurs quantitatives associées pour chacune des différentes solutions de traitement .....</b>	<b>150</b>
<b>Tableau 3-14 - Points attribués à chaque critère pour les différentes solutions de traitement .....</b>	<b>152</b>
<b>Tableau 4-1 - Conditions de génération des polluants modèles .....</b>	<b>169</b>
<b>Tableau 5-1 - Méthodes d'échantillonnage et de mesure des polluants .....</b>	<b>197</b>
<b>Tableau 5-2 - Méthodologie de suivi des polluants.....</b>	<b>198</b>
<b>Tableau 5-3 - Efficacité de collecte des aérosols microbiens cultivables par le filtre F2 testé .....</b>	<b>210</b>
<b>Tableau 5-4 - Estimation des coûts initiaux et des coûts de fonctionnement de la solution pour différents pays .....</b>	<b>219</b>

## Liste des figures

<b>Figure 1-1 - Origine des particules selon leur granulométrie (CITEPA, 2013).....</b>	<b>37</b>
<b>Figure 1-2 - Pénétration des particules dans le système respiratoire, adaptée de (Le Coq, 2006).....</b>	<b>38</b>
<b>Figure 1-3 - Sources de polluants intérieurs aux bâtiments, adaptée de Loaec (2013) ..</b>	<b>42</b>
<b>Figure 1-4 - Sources de polluants extérieurs aux bâtiments, adaptée de (Loaec, 2013).</b>	<b>43</b>
<b>Figure 1-5 - Principe des ventilations mécaniques contrôlées.....</b>	<b>55</b>
<b>Figure 1-6 - Schéma de la masse de poussières entrant dans un réseau d'air de 10 000 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, issue de (XPAIR, 2013) cité par (Loaec, 2013) .....</b>	<b>59</b>
<b>Figure 1-7 – Efficacité des modes de ventilation, inspiré de (Roulet, 2008) cité par (Dhalluin, 2012) .....</b>	<b>63</b>
<b>Figure 1-8 – Schéma d'exemple d'une CTA classique (Bailly et al., 2001b).....</b>	<b>65</b>
<b>Figure 1-9 - Présentation simplifiée des procédés de traitement des effluents gazeux chargés en polluants, inspiré de (Le Cloirec, 2005) et (Le Cloirec, 2008) .....</b>	<b>66</b>
<b>Figure 1-10 - Représentation des différents mécanismes de collecte de particules par des fibres (Le Coq, 2006).....</b>	<b>68</b>
<b>Figure 1-11 - Exemple de courbes de l'efficacité fractionnelle en fonction du diamètre des particules collectées (Le Coq, 2006) .....</b>	<b>69</b>
<b>Figure 1-12 - Mécanisme de charge et déplacement des particules dans le champ électrique d'un électro-filtre (Siret, 2001).....</b>	<b>70</b>
<b>Figure 1-13 - Représentation schématique des phénomènes d'adsorption dans une structure poreuse, adaptée de (Le Cloirec, 2003) .....</b>	<b>75</b>
<b>Figure 1-14 - Schéma du transfert de matière lors de la biodégradation (Pré et al., 2004) .....</b>	<b>78</b>
<b>Figure 1-15 - Principe de la réaction de photocatalyse, inspiré de (Debono, 2011), (Maroga Mboula, 2012) et (Nakata and Fujishima, 2012) .....</b>	<b>81</b>
<b>Figure 2-1 - Systèmes de ventilation pouvant recevoir le procédé de traitement.....</b>	<b>99</b>
<b>Figure 2-2 - Cycles de fonctionnement du procédé de traitement dans un logement individuel.....</b>	<b>100</b>
<b>Figure 2-3 - Schéma général de la méthodologie expérimentale de l'étude .....</b>	<b>102</b>
<b>Figure 3-1 - Plan du Rez-de-chaussée de la maison QEI de Lagord .....</b>	<b>107</b>
<b>Figure 3-2 - Schéma du pilote de traitement de laboratoire.....</b>	<b>109</b>
<b>Figure 3-3 - Observations MEB des différents médias - a) HBH-Filtre - b) M5 - c) M6 – d) F7-combiné (fibre) - e) F7-combiné (fibre+CA) - f) F7-combiné (support) - g) TCA - h) HBH-CA .....</b>	<b>113</b>

<b>Figure 3-4 - Distribution poreuse cumulée et différentielle des matériaux contenant du charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>114</b>
<b>Figure 3-5 - Distribution poreuse cumulée et différentielle des filtres sans charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>115</b>
<b>Figure 3-6 - Efficacités fractionnelles initiales théorique avec le modèle de Kasper et al. (1978) pour les différents filtres .....</b>	<b>118</b>
<b>Figure 3-7 - Distribution numérique des particules de riz micronisé en amont des différents filtres étudiés (APS, TSI) (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) ....</b>	<b>121</b>
<b>Figure 3-8 - Distribution numérique des particules de suie en amont des différents filtres étudiés (SMPS, Grimm) (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>122</b>
<b>Figure 3-9 – Evolutions de l’efficacité totale en nombre des filtres testés au cours du colmatage avec des particules de riz micronisé (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>124</b>
<b>Figure 3-10 – Evolution de l’efficacité totale en nombre des filtres testés au cours du colmatage avec des particules de suie (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)..</b>	<b>125</b>
<b>Figure 3-11 - Efficacités fractionnelles de collecte du riz micronisé des différents filtres pour trois degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>126</b>
<b>Figure 3-12 - Efficacité fractionnelle des différents filtres testés pour une masse surfacique de particules de riz micronisé déposées de 10 g.m<sup>-2</sup> (valeurs moyennes N=3 et étendues) .....</b>	<b>127</b>
<b>Figure 3-13 - Efficacités fractionnelles de collecte de particules de suie des différents filtres pour trois degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .</b>	<b>128</b>
<b>Figure 3-14 - Efficacité fractionnelle des différents filtres testés pour une masse surfacique de particules de suie déposées de 50 mg.m<sup>-2</sup> (valeurs moyennes N=3 et étendues).....</b>	<b>129</b>
<b>Figure 3-15 - Evolution des pertes de charge des filtres testés au cours de leur colmatage avec les particules de riz (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>130</b>
<b>Figure 3-16 - Evolution des pertes de charge des filtres testés au cours de leur colmatage avec les particules de suie (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>131</b>
<b>Figure 3-17 – Méthodologie suivie pour l’évaluation de la capacité de relargage des filtres testés.....</b>	<b>134</b>
<b>Figure 3-18 – Evolution de la capacité de croissance en fonction de la masse d’eau retenue par des filtres colmatés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>136</b>
<b>Figure 3-19 - Schéma de la colonne de filtration pour l’étude du relargage des particules : configuration 1 quantification des micro-organismes – configuration 2 quantification des PM totales .....</b>	<b>138</b>



<b>Figure 3-20 - Concentration sur les filtres avant relarguage et concentration relargué (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>140</b>
<b>Figure 3-21 - Schéma du montage expérimental pour l'étude de l'adsorption du toluène sur les différents adsorbants.....</b>	<b>142</b>
<b>Figure 3-22 - Evolution de la concentration en toluène dans le réacteur fermé au cours du temps pour les trois médias testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) ..</b>	<b>143</b>
<b>Figure 3-23 - Evolution de la capacité d'adsorption du toluène des différents médias testés au cours du temps (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>143</b>
<b>Figure 3-24 - Isotherme d'adsorption du toluène à 25°C et 10% HR pour les différents médias testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>145</b>
<b>Figure 4-1 - Influence de la durée de régénération thermique à 70°C sur la désorption de toluène pour des filtres F7-combinés neufs en géométrie plane (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>158</b>
<b>Figure 4-2 – Influence de la durée de régénération thermique sur la désorption de toluène pour un filtre F7-combiné en géométrie plissée (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>159</b>
<b>Figure 4-3 – Influence de la durée de régénération thermique sur le prix d'un pourcent de toluène régénéré pour un filtre F7-combiné en géométrie plissée (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>159</b>
<b>Figure 4-4 - Concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné en fonction des différents cycles d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>160</b>
<b>Figure 4-5 - Fraction massique de toluène désorbée par cycle d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse).....</b>	<b>162</b>
<b>Figure 4-6 - Fraction massique de toluène adsorbée par cycle d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse).....</b>	<b>162</b>
<b>Figure 4-7 - Concentration fongique sur des filtres F7 sans charbon actif après contamination, incubation et traitement thermique en conditions statiques (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>164</b>
<b>Figure 4-8 – Etude de l'effet du traitement thermique journalier à 70°C durant 1h30 sur la concentration fongique sur des filtres F7-combinés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>165</b>
<b>Figure 4-9 - Ratio de croissance/survie de <i>P. chrysogenum</i> avec et sans traitement thermique (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>167</b>
<b>Figure 4-10 – Prototype de filtre F7-combiné en géométrie plissée.....</b>	<b>168</b>

<b>Figure 4-11 – Cannes de prélèvement employés pour les différentes mesures de polluants en amont et en aval du filtre F7-combiné.....</b>	<b>169</b>
<b>Figure 4-12 - Planning expérimental des essais multi-polluants pour une semaine type .....</b>	<b>171</b>
<b>Figure 4-13 - Planning expérimental des essais multi-polluants pour une journée type</b>	<b>171</b>
<b>Figure 4-14 – Suivi temporel de la température de l’air en amont du filtre F7-combiné (valeurs mesurées).....</b>	<b>172</b>
<b>Figure 4-15 – Suivi temporel de l’humidité relative de l’air en amont du filtre F7-combiné (valeurs mesurées).....</b>	<b>173</b>
<b>Figure 4-16 – Suivi temporel des performances de filtration du filtre F7-combiné plissé (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>175</b>
<b>Figure 4-17 - Efficacité fractionnelle de collecte des PM<sub>10</sub> par le filtre F7-combiné en conditions multi-polluants pour différents degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>176</b>
<b>Figure 4-18 - Efficacité fractionnelle de collecte des PM<sub>2,5</sub> par le filtre F7-combiné en conditions multi-polluants pour différents degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>176</b>
<b>Figure 4-19 - Influence d’un mélange de particules sur l’évolution des pertes de charge du filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>178</b>
<b>Figure 4-20 - Influence d’un mélange de particules sur l’évolution de l’efficacité totale de collecte des PM<sub>10</sub> par le filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>179</b>
<b>Figure 4-21 - Influence d’un mélange de particules sur l’évolution de l’efficacité totale de collecte des PM<sub>2,5</sub> par le filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>179</b>
<b>Figure 4-22 – Influence d’un mélange de particules sur l’efficacité fractionnelle de collecte de PM<sub>10</sub> pour 2 degrés de colmatage différents (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>180</b>
<b>Figure 4-23 - Influence d’un mélange de particules sur l’efficacité fractionnelle de collecte de PM<sub>2,5</sub> pour 4 degrés de colmatage différents (valeurs moyennes pour N=3 et étendues) .....</b>	<b>180</b>
<b>Figure 4-24 - Evolution temporelle de la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné pendant sa génération tout au long de l’étude (jour 1 à 24) (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse) .....</b>	<b>182</b>
<b>Figure 4-25 - Evolution temporelle de la fraction massique de toluène adsorbée (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse) .....</b>	<b>182</b>

<b>Figure 4-26 – Evolution temporelle de la fraction de toluène désorbée par le filtre F7-combiné par le traitement thermique (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	183
<b>Figure 4-27 - Evolution temporelle de la fraction de NO<sub>2</sub> adsorbée (a) et désorbée (b) par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	183
<b>Figure 4-28 – Influence de l’humidité absolue de l’air sur la masse de toluène adsorbée par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	184
<b>Figure 4-29 – Influence de l’humidité absolue de l’air sur la masse de NO<sub>2</sub> adsorbée par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	185
<b>Figure 4-30 - Influence de la présence de particules sur la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné testé (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	186
<b>Figure 4-31 – Influence de la présence de particules sur les fractions massiques de toluène adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	187
<b>Figure 4-32 - Influence de la présence du NO<sub>2</sub> sur la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné testé (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	188
<b>Figure 4-33 – Influence de la présence de NO<sub>2</sub> sur les fractions massiques de toluène adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	188
<b>Figure 4-34– Influence de la présence de toluène sur les fractions massiques de NO<sub>2</sub> adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	189
<b>Figure 4-35 - Photographie du filtre combiné colmaté en fin d’étude</b> .....	189
<b>Figure 5-1 - Pilote expérimental utilisé lors de la campagne en conditions réalistes</b> .....	196
<b>Figure 5-2 - Semaine de mesure type en conditions réalistes</b> .....	199
<b>Figure 5-3 -Evolution temporelle de la température de l’air en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées)</b> .....	200
<b>Figure 5-4 - Evolution temporelle de l’humidité relative de l’air en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées)</b> .....	201
<b>Figure 5-5 - Evolution temporelle de la concentration en particules en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes mesurées)</b> .....	201
<b>Figure 5-6 - Distribution granulométrique des particules en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=16 et étendues)</b> .....	202
<b>Figure 5-7 – Evolution temporelle de la concentration en aérosols microbiens en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)</b> .....	203
<b>Figure 5-8 - Evolution temporelle de la concentration en COV en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)</b> .....	204
<b>Figure 5-9 - Evolutions temporelles des concentrations en NO<sub>2</sub> et NO en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs moyennes pour N=10 et écarts-types)</b> .....	205

<b>Figure 5-10 - Distribution granulométrique en nombre des particules de fluorescéine (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>206</b>
<b>Figure 5-11 - Evolution de l'efficacité fractionnelle initiale des prototypes de filtre F7-combiné avec des particules de fluorescéine (valeurs moyennes pour N=3 et étendues).....</b>	<b>207</b>
<b>Figure 5-12 - Evolution temporelle des pertes de charge des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes par jour et écarts-types) .....</b>	<b>207</b>
<b>Figure 5-13 - Evolution temporelle de l'efficacité totale de collecte des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=5 et étendues) .....</b>	<b>208</b>
<b>Figure 5-14 - Evolution temporelle de l'efficacité fractionnelle des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=5 et étendues) .....</b>	<b>209</b>
<b>Figure 5-15 - Evolution temporelle de l'efficacité massique de collecte des particules totales des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)...</b>	<b>209</b>
<b>Figure 5-16 - Evolution temporelle de l'efficacité de purification des COV des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>210</b>
<b>Figure 5-17 - Evolution temporelle de la fraction de NO<sub>2</sub> adsorbé par les filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>211</b>
<b>Figure 5-18 - Evolution temporelle de la fraction de COV désorbés par le filtre F7combiné F2 (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse) .....</b>	<b>211</b>
<b>Figure 5-19 – Concentration microbienne final sur chacun des deux filtres (valeurs moyennes pour N=9 et étendues) .....</b>	<b>213</b>
<b>Figure 5-20 - Schéma de la CTA existante dans la maison de l'EMN .....</b>	<b>214</b>
<b>Figure 5-21 - Schéma vue de dessus du système de ventilation de la maison de l'EMN</b>	<b>214</b>
<b>Figure 5-22 - Schéma de l'implantation du système dans la maison de l'EMN .....</b>	<b>215</b>

## Liste des annexes

Annexe 1 : gaz inorganiques .....	238
Annexe 2 : polluants organiques persistants .....	240
Annexe 3 : métaux lourds (CITEPA, 2013) .....	241
Annexe 4 : valeurs guides de l'ANSES (ANSES, 2013) .....	242
Annexe 5 : valeurs repères du HCSP (HCSP, 2014).....	243
Annexe 6 : comparatifs valeurs seuils (Loaec, 2013) .....	244
Annexe 7 : valeurs réglementaires (OQAI, 2013).....	245

# Nomenclature

## Lettres Grecques

$\Delta P$	Perte de charge	(Pa)
$\Delta P_0$	Perte de charge initiale	(Pa)
$\varepsilon$	Porosité moyenne des filtres	(-)
$\varepsilon_a$	Indice d'efficacité de renouvellement d'air	(-)
$\varepsilon_{ap}$	Indice local d'efficacité de renouvellement d'air	(-)
$\varepsilon_c$	Efficacité d'élimination des polluants	(-)
$\mu$	Viscosité dynamique de l'air	(Pa.s)
$\eta$	Efficacité unitaire totale	(-)
$\eta_d$	Efficacité unitaire de diffusion	(-)
$\eta_i$	Efficacité unitaire d'impaction	(-)
$\eta_r$	Efficacité unitaire d'interception	(-)
$\rho_f$	Masse volumique du fluide	(kg.m <sup>-3</sup> )
$\rho_p$	Masse volumique des particules	(kg.m <sup>-3</sup> )
$\tau_{abattement-guide}$	Taux d'abattement « guide » des polluants cibles	(-)
$\overline{\tau_{ap}}$	Age local moyen de l'air	(s)
$\langle \overline{\tau_a} \rangle$	Age global moyen de l'air	(s)
$\tau_n$	Temps nominal	(s)
$\overline{\tau_r}$	Temps de résidence	(s)
$\overline{\tau_{rl}}$	Temps résiduel	(s)

## Lettres Latines

$b$	Taux de respiration	(-)
$B_0$	Perméabilité	(m <sup>2</sup> )
$b_L$	Constante d'équilibre du modèle de Langmuir	(kg <sup>-1</sup> .m <sup>3</sup> )
$b_{LF}$	Constante d'équilibre du modèle de Langmuir-Freundlich	(kg <sup>-1/n<sub>LF</sub></sup> .m <sup>3/n<sub>LF</sub></sup> )
$C$	Concentration en polluant	(kg.m <sup>-3</sup> )
$\langle C \rangle$	Concentration moyenne spatiale dans le local	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_0$	Concentration initiale en polluant	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_e$	Concentration à l'équilibre	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_{ex}$	Concentration en polluant dans l'air extrait	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_{horaire-max}$	Concentration moyenne horaire maximale	(kg.m <sup>-3</sup> )

$C_p$	Concentration locale en un point « P »	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_{OMS}$	Concentration issue des valeurs guides de l'OMS	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_S$	Concentration dans le conduit d'insufflation d'air neuf	(kg.m <sup>-3</sup> )
$C_{seuil}$	Valeur limite de concentration en polluant au-dessus de laquelle l'exposition au polluant peut présenter des risques sanitaires	(kg.m <sup>-3</sup> )
$Cu$	Nombre de Cunningham	(-)
$d_p$	Diamètre des particules	(m)
$d_f$	Diamètre de fibre	(m)
$e$	Epaisseur moyenne des médias	(m)
$E$	Efficacité numérique totale de filtration	(-)
$E(d_p)_{initiale}$	Efficacité de filtration initiale pour un diamètre de particule donné	(-)
$E_{inst}$	Exposition instantanée	(kg)
$E_{inst}'$	Exposition instantanée pour les polluants inhalés et/ou ingérés	(kg)
$E_m$	Efficacité massique totale de filtration	(-)
$E_{moy}$	Exposition moyenne	(kg)
$E_{pointe}$	Exposition de pointe	(kg)
$I_{BILGA}$	Utilisé par le logiciel BILGA	(-)
$I_{CLIM,2000}$	Indice issue de EDF pour intégration au logiciel CLIM2000	(-)
$I_{GAPI}$	Global airborne pollutant indicator	(-)
$I_{IAQ}$	Indice de qualité d'air	(-)
$I_{LHVP}$	Indice du LHVP	(-)
$k$	Constante de vitesse	(s <sup>-1</sup> )
$k_1$	Constante d'adsorption	(m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> .s <sup>-1</sup> )
$k_2$	Constante de désorption	(s <sup>-1</sup> )
$K_F$	Constante du modèle de Freunlich	(kg <sup>1-1/n<sub>F</sub></sup> . m <sup>3/n<sub>F</sub></sup> . kg <sup>-1</sup> )
$L$	Charge toxique	(kg <sup>n</sup> .s.m <sup>-3n</sup> )
$m_{amont}$	Masse de particules en amont du filtre	(kg)
$m_{aval}$	Masse de particules en aval du filtre	(kg)
$m_{échantillon}$	Masse d'adsorbant	(kg)
$m_S$	Masse surfacique de particules déposées sur le filtre	(kg)
$N_{amont}$	Nombre de particules en amont du filtre	(part.)
$N_{aval}$	Nombre de particules en aval du filtre	(part.)
$n_F$	Paramètre du modèle de Freundlich	(-)
$n_{LF}$	Paramètre du modèle de Langmuir-Freundlich	(-)
$Pe$	Nombre de Peclet	(-)

$q$	Capacité d'adsorption	(kg.kg <sup>-1</sup> )
$\bar{q}$	Capacité moyenne dans l'adsorbant	(kg.kg <sup>-1</sup> )
$q_e$	Capacité d'adsorption à l'équilibre	(kg.kg <sup>-1</sup> )
$Q_m$	Flux massique moyen de particules	(kg.s <sup>-1</sup> )
$q_m$	Capacité d'adsorption maximale	(kg.kg <sup>-1</sup> )
$R$	Nombre adimensionnel propre à l'impaction	(-)
$Re_f$	Nombre de Reynolds de fibre	(-)
$S_{filtre}$	Surface filtrante	(m <sup>2</sup> )
$St$	Nombre de Stockes	(-)
$t$	Temps	(s)
$v_f$	Vitesse de filtration	(m.s <sup>-1</sup> )
$V_{réacteur}$	Volume d'un réacteur expérimental	(m <sup>3</sup> )
$V_{res}$	Volume de respiration	(m <sup>3</sup> )
$W_i$	Poids d'impact du polluant $i$	(m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> )

### Acronymes

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AMI : Appel à manifestation d'intérêt

ANOVA : Analysis of variance

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AOS : Aérosols organiques secondaires

APS : Aerodynamic particle sizer

BBC : Bâtiments à basse consommation

BC : Black carbon

BEPAS : Bâtiments à énergie passive

BEPOS : Bâtiments à énergie positive

BET : Brunauer, Emmett et Teller

BREEAM : Building research establishment environmental assessment method

BTEX : Benzène, Toluène, Ethyl Benzène et Xylène

CA : Charbon actif

CITEPA : Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique

COSV : Composés organiques semi-volatils

COV : Composés organiques volatils

CTA : Centrales de traitement d'air



DEHP : Di(2-ethylhexyl) phtalate  
DRBC : Dichloran rose-bengal chloramphenicol  
DTB : Dénombrement total bactérien  
ELECTRE : Elimination et choix traduisant la réalité  
EMN : Ecole des mines de Nantes  
ESP : Electrostatic precipitator  
FEDER : Fonds européens de développement régional  
FID : Flame ionization detector  
FTIR : Fourier transform infrared  
GC : Gas chromatography  
GEPEA : Génie des procédés, environnement, agroalimentaire  
GES : Gaz à effet de serre  
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques  
HCB : Hexachlorobenzène  
HCSP : Haut conseil de la santé publique  
HEPA : High-efficiency particulate arrestance  
HQE : Haute qualité environnementale  
HR : Humidité relative  
ICEB : Institut pour la conception éco-responsable du bâti  
IMN : Institut des matériaux de Nantes  
INRS : Institut national de recherche et de sécurité  
IRSTV : Institut de recherche en sciences et techniques de la ville  
JORF : Journal officiel de la république Française  
LEED : Leadership in energy and environmental design  
LHVP : Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris  
LOD : Limit of detection  
LOQ : Limit of quantification  
MEA : Malt extract agar  
MEB : Microscope électronique à balayage  
MPPS: Most penetrating particle size  
MS: Mass spectrometry  
PCB : Polychlorobiphényles  
PCS: Photon Correlation Spectroscopy  
PM : Particulate matter  
POP : Polluants organiques persistants  
PROMETHEE : Preference ranking organisation method for enrichment evaluations

OC : Organic carbon  
OMS : Organisation mondiale de la santé  
OQAI : Observatoire de la qualité de l'air intérieur  
QAI : Qualité de l'air intérieur  
QEI : Qualité de l'environnement intérieur  
R2A : Reasoner's 2A  
RSDT : Règlement sanitaire départemental type  
SKC : Scientific kit corporation  
SMPS : Scanning mobility particle sizer  
TCA: Tissus de charbon actif  
TEOM : Tapered element oscillating microbalance  
TIPEE : Technological & innovative platform for environmental efficiency  
TSP : Total suspended particulates  
UFC : Unité formant colonie  
VAR : Valeurs d'action rapide  
VGAI : Valeurs guides de qualité de l'air  
VMC : Ventilation mécanique contrôlée  
VR : Valeurs repères  
VRI : Valeurs à risques importants  
VRL : Valeurs à risques limités  
WHO : World health organization



# Introduction générale

Dans un contexte planétaire de réchauffement climatique, d'épuisement des ressources en énergies fossiles et d'augmentation globale du coût de l'énergie, le secteur du bâtiment se positionne comme un secteur clé pour répondre à nos engagements nationaux en termes de réduction de gaz à effet de serre (GES) et de consommations énergétiques. En effet, le Plan Bâtiment Grenelle prévoit respectivement 50 % de réduction d'émission des GES et au moins 38 % de diminution de la consommation énergétique d'ici 2020 dans le parc de bâtiments existants (Grenelle 1, 2009). Cela se traduit par la généralisation de la construction de bâtiments à basse consommation (BBC) depuis 2012, à énergie passive (BEPAS) à l'horizon 2020 et à énergie positive (BEPOS) à l'horizon 2050, mais aussi par un programme de rénovation thermique ambitieux. Promulguée le 12 juillet 2010, la loi Grenelle 2 (Grenelle 2, 2010) portant sur « l'engagement national pour l'environnement » marque l'entrée du processus dans la phase d'application et de territorialisation des 268 objectifs entérinés par le premier volet législatif du Grenelle Environnement.

Dans le cadre des « investissements d'avenir », lancés par le gouvernement fin 2009, l'appel à manifestation d'intérêt (AMI) de l'ADEME a désigné lauréate la plateforme technologique TIPEE (Technological & Innovative Platform for Environmental Efficiency) à La Rochelle. Cette plateforme appartient au réseau national de Plateformes Bâtiment-Energie Grenelle 2 issu du plan « Bâtiment Durable », elle est également financée par les Fonds Européens de Développement Régional (FEDER), et s'inscrit dans un projet « bâtiments et îlots à énergie positive et à bilan carbone minimum ». La plateforme technologique, spécialisée dans la réhabilitation des bâtiments, rassemble un consortium public-privé de 15 partenaires qui a été créé dans l'objectif de revitaliser un ancien site militaire dans le parc Atlantech, à Lagord, au nord de La Rochelle. La mutation de ce site est gérée par la Communauté d'Agglomération de La Rochelle, dont la volonté est la création d'un parc « bas-carbone » d'ambition technologique européenne, dont les activités sont regroupées autour du thème de l'efficacité énergétique et environnementale en milieu urbain. Trois activités principales sont réalisées :

- la réhabilitation d'un hall existant comme îlot à haute performance énergétique et bas carbone ;
- la construction d'un bâtiment pilote, une maison de test de la qualité de l'environnement intérieur, qui constituerait un laboratoire d'essais pour les industriels ;
- la création d'un observatoire régional des performances d'un bâtiment sur tout le cycle de vie (avant, pendant, après une réhabilitation), qui permet de montrer avec des

méthodes spécifiques, que le haut niveau de performance visé est maintenu dans le temps.

Le développement des bâtiments BBC, BEPAS et BEPOS entraîne le confinement des environnements intérieurs. Ainsi, l'enveloppe des bâtiments étant de plus en plus hermétique, le besoin de renouveler l'air par les systèmes de ventilation s'accroît afin d'éviter l'accumulation des polluants et maintenir un environnement sain. Or, l'augmentation de la taille des grandes métropoles entraîne également une augmentation du niveau de pollution des zones urbaines. Dans le but de limiter le transfert des polluants atmosphériques vers l'intérieur de l'habitat, des procédés de traitement de l'air doivent être mis en place.

Dans les premières étapes de projet, les ateliers d'étude et d'expertise ont dressé un état des lieux des grands axes d'étude développés sur le projet. Un des axes étudiés est lié à la qualité de l'air intérieur au sein des bâtiments. C'est dans ce cadre que la présente thèse est réalisée. Il s'agit d'une contribution au projet global, qui a pour objectif d'étudier les interactions entre la pollution atmosphérique, la pollution intérieure des bâtiments et les systèmes de ventilation et de traitement de l'air dans les bâtiments.

Ainsi, pour répondre aux problématiques de transfert de polluants via les systèmes de ventilation et d'interaction entre les polluants, cette thèse a été conduite via une approche qui s'articule en 5 grandes parties constituant les 5 chapitres suivants :

- l'état de l'art de la qualité de l'air dans l'habitat ;
- l'établissement de la méthodologie générale de l'étude ;
- la caractérisation et la sélection des procédés de traitement ;
- l'étude des performances de traitement multi-polluants du procédé combiné en conditions contrôlées ;
- l'étude de faisabilité d'implantation du procédé combiné dans l'habitat urbain.



# Chapitre 1

## Etat de l'art de la qualité de l'air dans l'habitat



## I. Introduction

Les effets de la pollution de l’air se manifestent à tous les niveaux : à l’échelle planétaire, avec l’effet de serre, à l’échelle locale des environnements urbains ou industriels, et à l’échelle de l’environnement de l’individu, avec la pollution de l’air intérieur. En effet, dans les pays industrialisés les individus passent en moyenne 80 % de leur temps dans des espaces clos ou semi-clos (logements, lieux de travail, écoles...). Les polluants présents dans l’air respiré peuvent avoir des effets sur le confort et la santé, d’une simple gêne (odeur, irritation des yeux et de la peau) au développement de pathologies telles que des allergies respiratoires pour les personnes sensibles (Prat, 2012).

Afin de satisfaire les exigences d’occupation, différents aspects de l’environnement intérieur des locaux sont pris en compte selon deux notions : le confort (thermique, acoustique, visuel) et la qualité de l’air (aspect sanitaire et confort olfactif). Ainsi, des centrales de traitement d’air (CTA) peuvent être mises en place dans les systèmes de ventilation pour répondre à ces exigences, qui sont différentes selon le type de local, son utilisation, son niveau de confort et ses objectifs de qualité de l’air (Bailly et al., 2001a). Dans la suite de ce chapitre, la notion de confort n’est pas étudiée. Afin d’étudier la qualité de l’air intérieur (QAI), il est important de définir les polluants présents dans l’air nécessitant d’être traités, les systèmes de ventilation possibles et les procédés de traitement pouvant être mis en œuvre. Ces trois points clés de la QAI correspondent ainsi aux trois grandes parties de cet état de l’art de la qualité de l’air dans l’habitat.

## II. Pollution et air intérieur

### II.1. Polluants de l'air intérieur

Plusieurs éléments chimiques, physiques ou biologiques sont responsables de la dégradation de la qualité de l'air intérieur et susceptibles d'engendrer des problèmes sanitaires. Cette présente section a pour but de faire l'inventaire exhaustif de ces différents polluants.

#### II.1.A. Gaz Radioactif

Le principal gaz radioactif est le radon, c'est un gaz dit « noble », inodore et incolore, chimiquement inerte, provenant de la désintégration de l'uranium et du radium (Bailly et al., 2001a). L'appellation « gaz radon » se réfère à l'isotope le plus stable : le radon-222 ( $^{222}\text{Rn}$ ), dont le temps de demi-vie est de 3,826 jours (WHO, 2010).

Sources : cet élément naturel est issu du sol, des roches et de l'eau (Bailly et al., 2001a). Il est également présent dans certains matériaux de construction.

Effet du polluant : les particules alpha issues de sa désintégration sont particulièrement nocives pour les tissus vivants. Il peut être à l'origine de plusieurs maladies dont le cancer du poumon (WHO, 2010).

#### II.1.B. Gaz inorganique

Les gaz inorganiques sont des composés ne contenant pas de chaînes carbonées et sont principalement issus de minéraux. Cette catégorie comprend entre autres : le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), le monoxyde de carbone (CO), le méthane ( $\text{CH}_4$ ), les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ), les oxydes de soufre ( $\text{SO}_x$ ), l'ozone ( $\text{O}_3$ ), l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), les hydrofluorocarbures (HFC), les perfluorocarbures (PFC) et l'hexafluorure de soufre ( $\text{SF}_6$ ) (CITEPA, 2013).

Sources : ils proviennent aussi bien des milieux naturels (volcans, feux de forêt, orage, certaines activités microbiennes, etc.), que des activités anthropiques (procédés de combustion, transports, agriculture, industries, etc.).

Effets des polluants : certains polluants ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , etc.) agissent sur le réchauffement climatique en appauvrissant la couche d'ozone et en participant à l'effet de serre. Ils peuvent aussi avoir des effets sur la santé provoquant entre autres des malaises, des asphyxies en remplaçant l'oxygène à forte concentration, certains peuvent également avoir des effets cancérigènes notamment les PFC. D'autres de ces composés sont bien connus pour leurs

effets sur la santé humaine, la plupart étant irritants ou toxiques. Certains peuvent être mortels (CO, NH<sub>3</sub>, etc.) lors d'expositions prolongées. Sur l'environnement, les principaux effets sont l'eutrophisation (NH<sub>3</sub> et NO<sub>x</sub>) et l'acidification de l'environnement (SO<sub>x</sub>, etc.). De manière plus spécifique, l'Annexe 1 : gaz inorganiques présente pour chaque polluant ses sources et ses effets.

### II.1.C. Gaz organique

A l'inverse des composés inorganiques, les gaz organiques sont issus de matières organiques et par conséquent ils comportent la plupart du temps des chaînes carbonées. Ils peuvent être divisés en deux groupes : les composés organiques volatils (COV) et les composés organiques semi-volatils (COSV).

#### II.1.C.a. Les composés organiques volatils (COV)

Les COV se trouvent à l'état de vapeur dans l'atmosphère à cause de leur pression de vapeur saturante, supérieure à 10 Pa. Ils sont répartis en trois grandes familles chimiques : les aliphatiques (formaldéhyde, etc.), les aromatiques (benzène, toluène, etc.) et les halogènes (trichloroéthylène, etc.).

Sources : dans la nature ils sont principalement issus des forêts et du métabolisme des êtres vivants. Les sources anthropiques majeures de COV sont les transports (40 %) et l'industrie (20 %), qui font intervenir notamment les opérations de combustion (carburants), d'évaporation de solvants (peintures, encres, colles, etc.), et certaines réactions biologiques.

Effets des polluants : chez l'Homme, ils peuvent provoquer différents troubles soit par inhalation, notamment pour les aromatiques et les oléfines, soit par contact avec la peau par exemple pour les aldéhydes. Ils peuvent provoquer des troubles cardiaques, digestifs, rénaux et nerveux. Certains COV, comme le benzène, peuvent aussi être cancérigènes, tératogènes ou mutagènes. Dans l'environnement, ils peuvent réagir avec les oxydes d'azote, sous l'effet du rayonnement solaire, pour former de l'ozone troposphérique (pollution photochimique). Par conséquent, les COV sont aussi des gaz à effet de serre indirect (Le Cloirec, 2008) ; (CITEPA, 2013).

#### II.1.C.b. Les composés organiques semi-volatils (COSV)

Les COSV sont assimilés aux polluants organiques persistants (POP) qui ont pour particularité d'être peu dégradables et d'avoir un temps de vie relativement long dans l'environnement. Ils sont composés des dioxines et furanes, de l'hexachlorobenzène (HCB), des polychlorobiphényles (PCB), et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Sources : les sources sont principalement anthropiques lors de combustions incomplètes et dans certaines industries, notamment dans les aciéries. Les sources naturelles sont les feux de forêt et les éruptions volcaniques.

Effets des polluants : les POP ont des effets sur l’environnement et la santé par leur caractère persistant. La plupart des COVS sont cancérigènes et/ou perturbateurs endocriniens. Le détail de ces polluants est spécifié dans l’Annexe 2 : polluants organiques persistants.

**Cas particulier des molécules odorantes** : ces polluants font partis d’un sous-ensemble des COV et des composés inorganiques volatils. Ils peuvent être classés en trois grandes catégories : les composés soufrés (H<sub>2</sub>S, mercaptans, sulfures, etc.), les composés azotés (NH<sub>3</sub>, amines, etc.) et les composés oxygénés (acides gras volatils, esters, etc.).

Sources : dans la nature ils sont surtout issus des volcans, et de la fermentation de molécules organiques (protéines, cellulose, etc.) en anaérobiose. Ils sont également produits de manière anthropique par l’agriculture, l’industrie ou de source domestique.

Effets des polluants : en raison des faibles concentrations rencontrées, il n’y aurait pas d’effets directs des odeurs sur la santé humaine. Cependant, il convient alors de parler de nuisances olfactives dont les riverains de l’émission s’habituent difficilement, engendrant alors de nombreuses plaintes. (Le Cloirec, 2008)

## II.1.D. Métaux lourds

Les métaux lourds (cuivre, nickel, zinc, plomb, mercure, cadmium, etc.) et les métalloïdes (arsenic, béryllium, sélénium, etc.) se présentent dans l’air seuls ou associés à des degrés d’oxydation variables ou sous forme organométallique. Ils sont présents dans l’environnement sous deux formes selon les métaux : la forme volatile par exemple pour le mercure et la forme solide associée aux particules comme pour le plomb.

Sources : les métaux lourds sont d’origine naturelle (érosion des sols, éruptions volcaniques, feux de forêts, etc.) ou anthropique (production d’énergie par combustion, pyrométallurgie, incinération des déchets, etc.).

Effets des polluants : ils agissent à la fois de manière directe et indirecte, c’est-à-dire après transfert de phases : air/eau ou air/matières solides (Le Cloirec, 2008). Chaque métal génère des effets différents sur la santé humaine et l’environnement, qui sont décrits plus spécifiquement dans l’Annexe 3 : métaux lourds (CITEPA, 2013).

## II.1.E. Particules et aérosols

Les poussières et les aérosols comprennent à la fois les particules solides minérales, les particules organiques, les micro-organismes généralement fixés aux particules, mais aussi les gouttelettes liquides (Le Cloirec, 2008). La classification selon leur taille est effectuée de la manière suivante (CITEPA, 2013) :

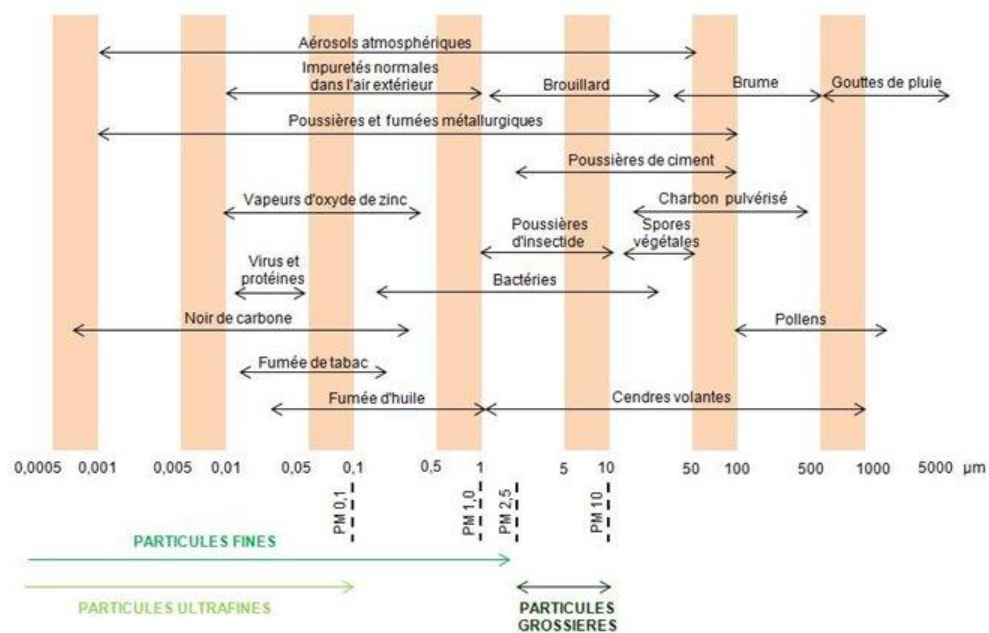
- les Particules Totales en Suspension (appelées TSP pour Total Suspended Particulates) regroupent l'ensemble des particules quelle que soit leur taille ;
- les  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{1,0}$  et  $PM_{0,1}$  sont les particules dont le diamètre aérodynamique est respectivement inférieur à 10  $\mu m$ , 2,5  $\mu m$ , 1  $\mu m$  et 0,1  $\mu m$ .

Les particules comprises entre 2,5 et 10  $\mu m$  sont appelées des particules grossières. Les particules de moins de 2,5  $\mu m$  sont nommées particules fines et incluent les particules ultrafines de diamètre inférieur à 0,1  $\mu m$  (CITEPA, 2013). Les particules de petites tailles représentent environ 99 % des poussières rencontrées dans l'atmosphère, car leur vitesse de sédimentation est pratiquement nulle ( $< 10^{-3} m.s^{-1}$ ) (Le Cloirec, 2008). Les compositions chimiques des particules sont généralement les suivantes (CITEPA, 2013) :

- des sels sous la forme nitrates, sulfates, carbonates, chlorures, etc ;
- des composés carbonés organiques ou organic carbon, notés OC en anglais : HAP, oxydes, composés organiques condensables, etc ;
- des éléments sous forme de traces tels que les métaux lourds, etc ;
- du carbone suie ou black carbon (BC).

Sources : les particules peuvent avoir différentes origines illustrées **Figure 1-1** (CITEPA, 2013) :

- une origine mécanique c'est-à-dire par effritement de matière, broyage, concassage, transport de matériaux pulvérulents, érosion des sols, etc. Ces particules sont généralement de taille comprise entre quelques micromètres et quelques centaines de micromètres ;
- une origine chimique ou thermique. Les particules se forment par changement d'état de la matière via le phénomène de nucléation qui est provoqué par réactions chimiques ou par évaporation à haute température suivie d'une condensation. Le spectre granulométrique de ces particules varie de quelques nanomètres à quelques dixièmes de micromètres ;
- une origine biologique notamment les pollens, les champignons, bactéries, etc.

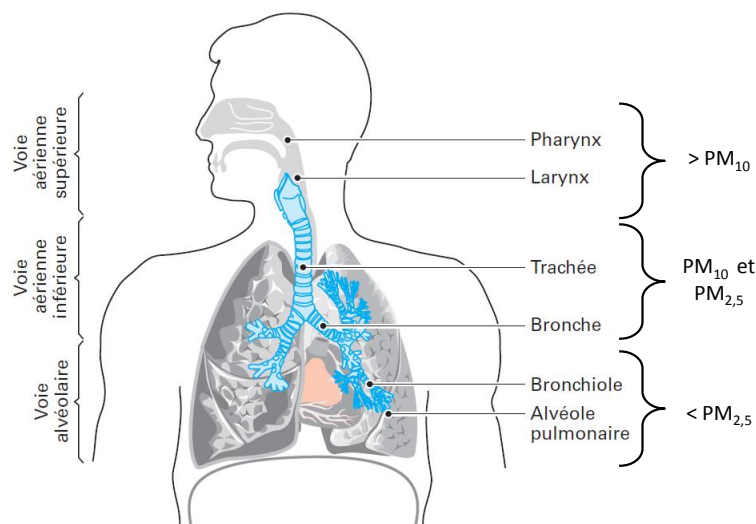


**Figure 1-1 - Origine des particules selon leur granulométrie (CITEPA, 2013)**

Ainsi, les sources des émissions de particules proviennent, soit de sources naturelles, soit des activités humaines, pour lesquelles les émissions de particules dépendent fortement des équipements de dépoussiérage, des procédés et des conditions opératoires. Les principales sources anthropiques d'émission de particules sont les industries lourdes comme la sidérurgie, les cokeries, la chimie et la pétrochimie, etc., des activités liées au génie civil et aux bâtiments par exemple la démolition d'immeubles, l'incinération d'ordures ménagères ou encore les émissions automobiles, notamment les particules issues des freins ou de la combustion dans des moteurs Diesel. Les aérosols liquides sont eux générés par des pulvérisations d'eau ou de solutions, comme par exemple pour les tours aéroréfrigérantes (Le Cloirec, 2008). Les sources naturelles d'émission de particules sont fortement liées aux conditions climatiques et naturelles comme les feux de forêts, les éruptions volcaniques, les pollens, etc. (CITEPA, 2013).

Effet du polluant : du point de vue de la santé, pour des raisons physiologiques et psychologiques, la pollution par les particules a été très tôt ressentie par les populations. Leur rôle a été démontré dans certaines atteintes fonctionnelles respiratoires, le déclenchement de crises d'asthme et la hausse du nombre de décès pour cause cardio-vasculaire ou respiratoire, notamment chez les sujets sensibles. Les particules les plus « grosses » ( $> 10 \mu\text{m}$ ), visibles à l'œil nu, ne sont pas les plus inquiétantes pour la santé. Retenues par les voies aériennes supérieures **Figure 1-2** (nez, gorge), elles ne pénètrent pas dans l'appareil respiratoire. Les particules de diamètre compris entre 2,5 et  $10 \mu\text{m}$  atteignent les parties supérieures du système respiratoire (voie aérienne inférieure, **Figure 1-2**) et peuvent être éliminées par

filtration des cils de l'arbre respiratoire et la toux. Les particules les plus fines ( $< 2,5 \mu\text{m}$ ) sont les plus dangereuses. Capables de pénétrer au plus profond de l'appareil respiratoire, elles atteignent les voies aériennes terminales ou alvéolaires (**Figure 1-2**), où elles se déposent par sédimentation ou pénètrent dans le système sanguin (CITEPA, 2013) **Figure 1-2**.



**Figure 1-2 - Pénétration des particules dans le système respiratoire, adaptée de (Le Coq, 2006)**

Les poussières et aérosols ont sur l'homme un impact direct (respiration, visuel) et un impact indirect, du fait de l'association entre particules et polluants ou micro-organismes. En effet, des métaux lourds, du benzopyrène issue des émissions de moteurs Diesel, et des dioxines et furanes peuvent être adsorbés sur les particules solides en suspension. Les particules sont aussi un vecteur primordial pour le transport et la diffusion des micro-organismes tels que les bactéries, les virus, etc. (Le Cloirec, 2008). Du point de vue environnemental, les particules en suspension peuvent réduire la visibilité et influencer le climat en absorbant et en diffusant la lumière. En se déposant, elles contribuent à la dégradation physique et/ou chimique des matériaux. Par exemple, les particules accumulées sur les feuilles des végétaux peuvent les étouffer et entraver la photosynthèse (CITEPA, 2013).

**Cas particuliers des fibres** : le terme fibre désigne une particule allongée dont la longueur est au moins trois fois supérieure au diamètre. Les fibres peuvent être classées selon leur nature chimique (INRS, 2014) :

- minérales naturelles : wollastonite, sépiolite, etc ;

- minérales artificielles : laine de verre, laine de roche, fibre céramique réfractaire, fibre d'alumine, etc ;
- organiques naturelles : cellulose, coton, lin, etc ;
- organiques artificielles : viscosse, acétate de cellulose, etc ;
- synthétiques : aramides, polyester, etc.

Les effets des fibres sur la santé et l'environnement sont sensiblement les mêmes que pour les particules. Parmi les différentes fibres, l'organisation mondiale de la santé (OMS) recommande pour l'amiante une valeur crête maximale de  $500 \text{ mg.m}^{-3}$  pour une durée d'exposition de 10 min et une valeur moyenne de  $120 \text{ mg.m}^{-3}$  pour une durée d'exposition de 24 h (Bailly et al., 2001a).

### II.1.F. Bio-contaminants

Parmi les particules d'origines biologiques ou bioaérosols, se trouvent des cellules bactériennes et fongiques, des particules virales, des fragments de cellules microbiennes et végétales, et des pollens. Le terme « aérosols microbiens » définit l'ensemble des particules bactériennes, fongiques et virales. Ces aérosols microbiens présentent généralement un diamètre compris entre  $0,08 \mu\text{m}$  et  $100 \mu\text{m}$ . Les bactéries aéroportées se présentent sous la forme de coques, bacilles ou spirales, mais le plus souvent les bactéries sont accrochées en amas de tailles variables (Moletta-Denat, 2012). Concernant les champignons et moisissures, leurs aérosolisations se fait par la production de spores. Les spores sont une forme de résistance des champignons et peuvent se développer une fois les conditions des croissances réunies (Deacon, 2006). Les principales causes de prolifération des micro-organismes sont une hygrométrie importante, une température élevée et un milieu nutritif approprié (Bailly et al., 2001a). En effet, la capacité de rétention en eau des différents médias filtrants et adsorbants est un paramètre essentiel pour estimer si ces derniers constituent un milieu favorable ou non au développement des micro-organismes. Les deux paramètres principaux nécessaires au développement des micro-organismes sont la disponibilité en substrat et en eau. Les sources de substrats et de nutriments disponibles pour les micro-organismes sur les filtres peuvent être les fibres, par exemple les fibres de coton (Simmons et al., 1997a, 1997b; Simmons and Crow, 1995), des composés chimiques intégrés au média lors de son processus de fabrication (Cecchini et al., 2004), ou encore le gâteau de particules formé à la surface du filtre au cours de la filtration (Simmons et al., 1997a, 1997b). L'apport en eau provient principalement de l'humidité relative (HR) de l'air ; son effet sur la prolifération microbienne a été illustré dans plusieurs études. En conditions statiques (sans flux d'air à travers le filtre), la croissance



d'espèces fongiques sur des fibres de cellulose a été observée pour HR > 70-80% (Simmons and Crow, 1995) et sur des filtres en coton pour HR > 90% après un mois de filtration en continu (Kemp et al., 1995). Une croissance microbienne significative a également été observée lorsque les CTA sont arrêtées durant le week-end pour des raisons d'économie d'énergie (Chow et al., 2005; Hamada and Fujita, 2002; Kumari et al., 1998). En condition dynamique (flux d'air à travers le filtre), des études ont montré une décroissance de la population microbienne lorsque HR est inférieure à 70-80% (Maus et al., 1997; Kemp et al., 1995; Simmons and Crow, 1995), ce qui démontre l'importance de l'humidité pour la prolifération des micro-organismes. Ainsi, plus la capacité du filtre à retenir l'eau est forte, plus le risque de développement et de prolifération des populations microbiennes est important.

Sources : les micro-organismes de l'environnement « naturel » sont émis par des mouvements climatiques, c'est-à-dire avec la pluie, le vent, l'agitation des lacs, des rivières et des océans etc. Les sources anthropiques favorisant la production de bioaérosols dans l'environnement sont notamment l'agriculture, les élevages d'animaux et le traitement des déchets, notamment les stations d'épuration, les sites de compostage, etc. Dans l'environnement intérieur, la dissémination de micro-organismes bactériens est souvent imputable aux individus, l'homme étant probablement la plus importante source de contamination des lieux clos. En effet, son corps abrite un grand nombre de bactéries sur la peau, les muqueuses, dans le tractus respiratoire, la bouche, le conduit nasal et dans le tractus gastro-intestinal. Les sources hydriques telles que les fontaines décoratives, les douches, aquariums, éviers, etc. sont également mises en cause dans les environnements intérieurs lors de problèmes liés aux aérosols microbiens, notamment les moisissures. Les plantes, la poussière, les animaux et les textiles, les systèmes de ventilation, l'environnement extérieur ou des activités domestiques courantes peuvent mettre en suspension dans l'air une certaine quantité de micro-organismes (Moletta-Denat, 2012; Prussin and Marr, 2015).

Effet du polluant : la présence d'aérosols microbiens est souvent incriminée dans des problèmes de santé, que ce soit par leur concentration totale ou par la présence de pathogènes. La mise en contact avec quelques-unes de ces entités biologiques ainsi qu'avec des fragments microbiens, tels que des débris de membrane cellulaire, des métabolites microbiens comme les endotoxines, les mycotoxines et les composés organiques volatils, peut provoquer des effets néfastes sur la santé. Dans l'environnement intérieur, ils ont une influence significative sur l'intensité d'apparition de certains symptômes : irritation des muqueuses de la gorge, du

nez, sécheresse et démangeaisons au niveau des yeux, difficultés respiratoires, maux de tête, difficultés de concentration ou fatigue (Moletta-Denat, 2012).

## II.2. Sources de pollution

Les sources de pollution dans l'air peuvent être classées en trois catégories : les sources issues de l'air intérieur qui sont liées au bâtiment, aux occupants et à leurs activités, les sources issues de l'air extérieur, et les sources liées à l'interaction ou la réactivité entre les différents polluants qui sont issues aussi bien de l'air intérieur qu'extérieur.

### II.2.A. Sources intérieures de polluants

#### II.2.A.a. Sources liées au bâtiment

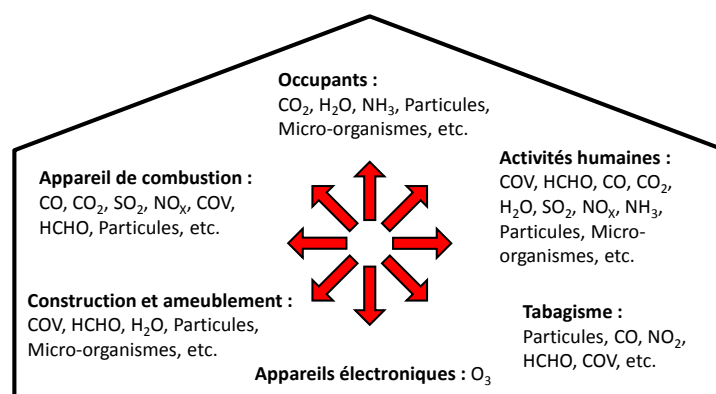
Une des principales sources de pollution issue de l'air intérieur provient des produits de construction, d'ameublement et de décoration. Ces derniers peuvent être responsables de l'émission de la plupart des composés organiques volatils, y compris les aldéhydes, et des particules dans un environnement intérieur. De fait, la connaissance des caractéristiques d'émission de ces produits en substances volatiles polluantes est fondamentale pour limiter cette source de pollution intérieure (Loaec, 2013). En France, depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2012 à l'issue de l'Action 8 du Plan National Santé-Environnement 2 (2008-2013), les nouveaux produits de construction et de décoration mis sur le marché doivent être munis d'une étiquette indiquant leur niveau d'émission de certains polluants volatils par le biais d'une classe allant de A+ à C.

D'autre part, les appareils de combustion tels que le chauffage, ou encore la production d'eau chaude, émettent entre autres du monoxyde de carbone, des oxydes d'azote, des particules, et certains COV. Les équipements tels que les systèmes de ventilation et de climatisation traitant l'air, notamment des humidificateurs, filtres ou conduits, sont responsables de l'émission de poussières et micro-organismes (**Figure 1-3**). Des erreurs de conception et une mauvaise maintenance du système de ventilation peuvent être responsables jusqu'à 42 % des problèmes de pollution intérieure ((Fanger et al., 1988) cité par (Dhalluin, 2012)).

#### II.2.A.b. Sources liées à l'occupation

De par ses activités métaboliques, l'être humain constitue une source de pollution à la fois chimique et microbiologique. Le métabolisme énergétique du corps humain est à l'origine du rejet de chaleur latente, d'air saturé en vapeur d'eau ( $55 \text{ g.h}^{-1}$  de vapeur d'eau) et en gaz

carbonique ( $33 \text{ g.h}^{-1}$  de  $\text{CO}_2$ ) lors de la respiration ( $18 \text{ l.h}^{-1}$ ), qui augmente avec l'activité métabolique ((Riberon, 1991) cité par (Dhalluin, 2012)). L'air expiré contient également des composés organiques volatils notamment des isoprènes, acétones, de l'éthanol et du méthanol, ainsi que dans une moindre mesure d'autres composés tels que les aldéhydes, les cétones, les méthyles, l'ammoniac, etc. (Fenske and Paulson, 1999). L'homme produit également des molécules odorantes et des bio-contaminants notamment par la transpiration (Koffi, 2009). A cette pollution « naturelle », s'ajoutent celles provoquées par les activités internes des occupants telles que le tabagisme, les activités de cuisine, de nettoyage, de bricolage, la manipulation des textiles ou le simple déplacement qui cause la remise en suspension des particules arrachées aux parois. En plus des polluants liés aux activités humaines, les plantes d'intérieur, les animaux domestiques et les insectes, notamment les acariens, présents dans l'environnement intérieur sont responsables de l'émission d'aérosols microbiens de type champignons, bactéries et virus, de pollens et d'allergènes (**Figure 1-3**) (Loaec, 2013).



**Figure 1-3 - Sources de polluants intérieurs aux bâtiments, adaptée de Loaec (2013)**

## II.2.B. Sources extérieures de polluants

Les polluants issus de l'air extérieur du bâtiment sont transférés vers l'air intérieur à travers les ouvrants, les infiltrations dans les murs et les systèmes de ventilation. Le niveau de la pollution atmosphérique, extérieure au bâtiment (**Figure 1-4**), dépend notamment de (Loaec, 2013) :

- l'activité anthropique, responsable de l'émission d'une grande partie des polluants atmosphériques dont les COV, le  $\text{CO}_2$ , le  $\text{CO}$ , les  $\text{NO}_x$ , les  $\text{SO}_x$ , etc. En particulier les activités liées aux industries, aux exploitations agricoles, et aussi aux transports ;
- du terrain sous-jacent, notamment pour la pollution au radon, hydrocarbures lors de friches industrielles, etc ;

- des activités « naturelles », en particulier le volcanisme, source naturelle des  $\text{SO}_x$ , des oxydes de carbones, des particules, etc., les feux de forêt qui produisent du  $\text{CO}_2$ , etc., et l'érosion des sols pour la mise en suspension de particules et poussières, etc.

Les conditions météorologiques ont également une influence sur la pollution atmosphérique. En particulier au niveau des concentrations en polluants, du transport des masses d'air polluées par le vent, de l'ensoleillement responsable de la pollution photochimique, des précipitations qui jouent sur le dépôt humide des polluants gazeux et particulaire, ou encore la stabilité de l'atmosphère dans le cas d'inversion thermique, qui peut causer la stagnation de la couche polluée. Les aérosols microbiens sont d'autant plus sensibles à ces paramètres en raison de leurs influences sur leur développement et leur croissance.

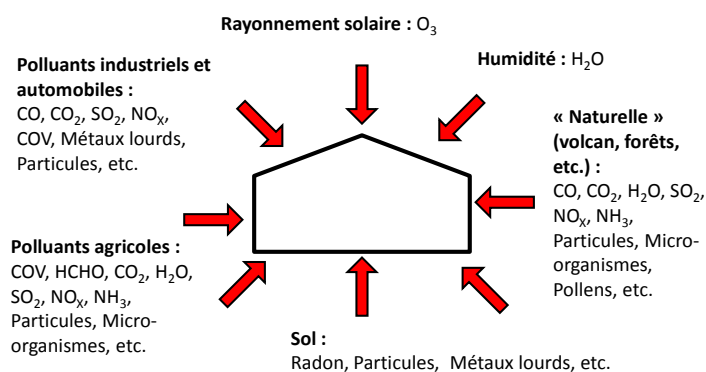


Figure 1-4 - Sources de polluants extérieurs aux bâtiments, adaptée de (Loaec, 2013)

### II.2.C. Interactions entre les polluants

Une autre source de pollution existe en complément des pollutions intérieures et extérieures aux bâtiments. Il s'agit des sous-produits, aussi appelés polluants secondaires, formés par l'interaction entre les différents polluants présents, ceux issus des sources intérieures comme extérieures. Ces interactions sont issues de réactions homogènes ou hétérogènes, notamment l'oxydation de certains composés organiques volatils, en particulier l'oxydation via l'ozone, ou la création de très fines particules par la destruction des plus grosses. L'oxydation par l'ozone est fortement influencée par le taux d'humidité qui lui-même dépend des activités des occupants ainsi que de la stratégie de ventilation adoptée. De plus, les surfaces jouent un rôle important dans la chimie de l'air intérieur. En effet, le rapport surface-volume est beaucoup plus important à l'intérieur qu'à l'extérieur, ce qui augmente de façon considérable la réactivité des surfaces.

En exemple de formation de sous-produit, il a été montré que l'application de produits nettoyant contenant du terpène génère un niveau important de formaldéhyde (10 ppb) et de

particules fines (jusqu’à  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en présence d’ozone. Ces polluants peuvent persister dans l’environnement jusqu’à 12 h ce qui correspond au temps de persistance de l’ozone et des radicaux hydroxyles oxydants (Singer et al., 2006). Récemment, il a également été montré que le limonène contenu dans certains produits d’entretien peut subir une ozonolyse conduisant entre autres à la formation d’aérosols organiques secondaires (AOS) dans l’environnement intérieur (Rossignol et al., 2013).

#### II.2.D. Dispersion des polluants dans une ambiance habitée

Les activités qui permettent la dispersion des polluants dans une ambiance habitée ont été listées par (Axley, 1988) cité par (Dhalluin, 2012) :

- les émissions directes par les sources internes de production des polluants liées à l’usage du bâtiment c’est-à-dire les émissions issues des occupants et leurs activités ;
- les transports par les flux d’air à travers l’enveloppe et au sein même du bâtiment ;
- l’élimination ou la production de certaines espèces par les unités de filtration/épuration opérant dans les pièces ou au niveau du système de ventilation ;
- les phénomènes de réactivité chimique homogène en phase aérienne et les phénomènes de réactivité hétérogène, c’est-à-dire ici des interactions gaz/solide, qui s’instaurent entre l’ambiance et les matériaux constitutifs des parois ou du mobilier.

### II.3. Qualité de l’air intérieur (QAI)

La pollution atmosphérique, responsable d’une diminution de plus de 9 mois de l’espérance de vie et de 6 % des décès totaux en France ((Künzli et al., 2000) cité par (Dhalluin, 2012)), est au centre des préoccupations sur la qualité de l’air. Pourtant, l’air intérieur que nous respirons plus de 80% du temps est bien souvent plus pollué, car plus confiné.

En effet, l’organisation mondiale de la santé a estimé qu’en 2012 la pollution de l’air serait à l’origine de près de 7 millions de décès prématurés, dont 3,7 millions seraient attribuables à la pollution de l’air atmosphérique et 4,3 millions seraient attribuables à la pollution de l’air intérieur (WHO, 2014). Par ailleurs, différentes études répertoriées par l’OQAI (OQAI, 2013) font état des risques sanitaires encourus par la population. Ainsi, un doublement de la prévalence des maladies allergiques respiratoires de type asthme, rhinite, conjonctivite, allergie alimentaire, etc. est observé depuis 20 ans et concerne 25 à 30 % de la population dans les pays industrialisés. Le risque de cancer du poumon lié au tabagisme passif est augmenté de 20 à 30 % chez les non-fumeurs. En France, le monoxyde de carbone est

responsable annuellement d’une centaine de décès et d’environ 1 300 épisodes d’intoxication, impliquant environ 4 000 personnes exposées. Par ailleurs, entre 1 200 et 2 900 décès par an dus au cancer du poumon, en France métropolitaine, seraient imputables à l’exposition domestique au radon, ce qui en fait en Europe la deuxième cause de mortalité par cancer du poumon (OQAI, 2013). Plus récemment, un rapport sénatorial sur le coût économique et financier de la pollution de l’air a estimé le coût total de la pollution de l’air entre 68 et 97 milliards d’euros par an pour la France, dont environ 20 milliards seraient dus à la pollution de l’air intérieur (Sénat, 2015).

Pour qualifier et quantifier la QAI, il existe différents indices et différents polluants représentatifs, avec leur concentration associée.

### II.3.A. Les indices « sanitaires » de la QAI

La QAI est une préoccupation croissante des pouvoirs publics. Au cours de ces dernières années, plusieurs études nationales ont été réalisées afin de mieux connaître ce type de pollution et ses impacts, en vue d’établir des indices et des valeurs guides de qualité de l’air intérieur (Prat, 2012).

Il existe deux types d’indices caractérisant la qualité de l’air intérieur : la famille des indices « sanitaires » basée sur l’analyse de l’exposition des occupants à un polluant ou à un mélange de polluants, et des indices de « confort olfactif » basée sur l’évaluation du niveau des odeurs ressenties par les occupants (Bailly et al., 2001a). Cette deuxième approche, « confort olfactif », ne sera pas abordée dans le cadre de cette thèse mais elle est notamment développée dans le manuscrit de thèse de Dhalluin (2012). L’approche sanitaire de la QAI fait intervenir plusieurs indices représentatifs de l’exposition des occupants aux polluants présents.

#### II.3.A.a. Exposition à un polluant unique

L’analyse de l’exposition permet d’apprécier la quantité de matière toxique, molécules et particules, susceptible d’être ingérée ou inhalée par les occupants d’un bâtiment. Elle repose sur la mise en relation du schéma d’activité des occupants avec les concentrations en polluants des microenvironnements dans lesquels ils se déplacent, (Austin et al., 1992) cité par (Dhalluin, 2012). L’exposition des occupants, souvent exprimée en  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ , est caractérisée de trois façons différentes :

- l’exposition instantanée  $E_{inst}$ , associée à la concentration,  $C$ , en polluant au temps  $t$  ;
- l’exposition de pointe  $E_{pointe}$ , correspondant à la valeur maximale d’exposition instantanée durant un intervalle de temps  $[t_1 ; t_2]$  ;

- l’exposition moyenne  $E_{moy}$ , correspondant à la valeur moyenne sur l’intervalle de temps  $[t_1 ; t_2]$ .

Pour les polluants inhalés et/ou ingérés par voie respiratoire, les valeurs d’exposition (1-1) sont pondérées par des valeurs propres de l’individu, le taux de respiration  $b$  correspondant au nombre de respiration par heure, et le volume de respiration  $V_{res}$ , en  $m^3$ .

$$E_{inst}' = C(t).b.V_{res} \quad (1-1)$$

D’autres indices d’exposition sont utilisés, dont l’Absorption Chronique Journalière qui définit la quantité de polluant absorbée par unité de temps et de masse du corps humain. Il correspond souvent à une exposition moyenne personnalisée pour une période de 24 h et s’exprime en  $mg.kg^{-1}.jour^{-1}$ .

Ces notions d’exposition supposent une linéarité entre concentrations en polluants et temps d’exposition, qui apparaît contestable pour une majorité de gaz et de vapeurs toxiques. D’après Wilson (1990) cité par Dhalluin (2012), le doublement de la concentration d’un polluant pendant un intervalle de temps génère pendant le même temps plus que le double effet sur des occupants. Il propose donc d’utiliser la charge toxique  $L$ , (1-2), exprimée en  $mg^n.s.m^{-3n}$ , définie comme une concentration constante de gaz  $C$  agissant pendant un intervalle de temps d’exposition  $[t_1 ; t_2]$  pour évaluer l’exposition à la pollution.

$$L = \int_{t_1}^{t_2} C^n . dt \quad (1-2)$$

La valeur de l’exposant  $n$  est propre à chaque gaz et permet de prendre en compte la sensibilité des individus soumis à la pollution. Si  $n$  est égal à 1, la charge toxique correspond au modèle linéaire d’exposition intégrée.

L’analyse de la réponse d’un individu fait souvent appel à la notion de limite d’acceptabilité d’un polluant. En France, deux définitions sont utilisées (Bailly et al., 2001a) :

- les valeurs à risques importants VRI : à partir de cette limite, un individu court des risques importants pour sa santé ;
- les valeurs à risques limités VRL : au-dessous de ce seuil, le polluant concerné ne présente pas d’effet sur l’homme.

Un indice de qualité d’air,  $I_{IAQ}$ , en fonction du seuil d’acceptabilité d’un polluant unique, est défini par la relation (1-3).  $C_{seuil}$  est la valeur limite de concentration en polluant au-dessus de laquelle l’exposition au polluant peut présenter des risques sanitaires,  $C_S$  est la concentration dans le conduit d’insufflation d’air neuf, et  $\langle C \rangle$  est la concentration moyenne

spatiale dans le local. Une bonne qualité d’air requiert  $I_{IAQ} < 1$  (Koffi, 2009). Cet indice suppose néanmoins qu’un seuil d’acceptabilité ait été prédéfini pour le polluant étudié.

$$I_{IAQ} = \frac{\langle C \rangle - C_S}{C_{seuil} - C_S} \quad (1-3)$$

### II.3.A.b. Exposition à un mélange de polluants

La principale difficulté liée à l’évaluation de la qualité de l’air et des risques sanitaires encourus par les occupants est la non-linéarité de la réponse à un polluant et la réponse à un mélange de polluants. Si aucun indicateur n’a été jusqu’à présent normalisé, de nombreux indices ont été développés faisant apparaître les concentrations en polluants et leurs limites respectives ((Blondeau, 1996) cité par (Dhalluin, 2012)). Les indices ainsi construits permettent de prendre en compte différents aspects du mélange, notamment l’additivité, la compensation ou l’absence d’interactivité des effets des différents polluants.

Différents indices existent pour mesurer l’exposition à de multiples polluants :

- l’indice  $I_{LHVP}$ , issu du Laboratoire d’Hygiène de la Ville de Paris (LHVP). Cet indice utilise les valeurs seuils et la concentration en ppm du CO ( $C_{CO}$ ) et du CO<sub>2</sub> ( $C_{CO_2}$ ) ainsi que le dénombrement total bactérien ( $DTB$ ) en UFC (Unité Formant Colonie) par mètre cube d’air, équation (1-4) ;

$$I_{LHVP} = \frac{C_{CO}}{5} + \frac{C_{CO_2}}{1000} + \frac{DTB}{1000} \quad (1-4)$$

Pour  $I_{LHVP} < 3$  le système de ventilation est performant par rapport aux polluants, mais pour  $I_{LHVP} > 3$  cela signifie que le système est mal adapté (Koffi, 2009).

- l’indice  $I_{CLIM,2000}$ , issue de EDF pour être intégré au logiciel CLIM2000. Il est calculé sur la base des concentrations moyennes pondérées du CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> et du formaldéhyde par rapport à leurs valeurs à risques limités (VRL) respectives en mg.m<sup>-3</sup>, équation (1-5).

$$I_{CLIM,2000} = \frac{1}{4} \cdot \left( \frac{C_{CO_2}^{moy}}{4500} + \frac{C_{CO}^{moy}}{30} + \frac{C_{NO_2}^{moy}}{0,4} + \frac{C_{HCHO}^{moy}}{0,06} \right) \quad (1-5)$$

Pour éviter les compensations entre les concentrations, lorsque pour au moins un polluant la concentration moyenne est supérieure à la VRL, alors  $I_{CLIM,2000}$  correspond à la valeur du ratio concentration sur VRL du polluant le plus élevé. La qualité de l’air est jugée bonne pour  $I_{CLIM,2000}$  inférieur à 1, polluée pour  $I_{CLIM,2000}$  entre 1 et 2, et dangereuse pour  $I_{CLIM,2000}$  supérieur à 2 (Koffi, 2009) ;

- l’indice  $I_{BILGA}$  utilisé par le logiciel BILGA, développé par l’institut Technique du Bâtiment et des Travaux Publics. Il est calculé avec la VRI, la VRL et la concentration



moyenne pondérée par le temps du polluant  $p$  en plus forte concentration dans l’ambiance ((Cohas, 1994) cité par (Koffi, 2009)), équation (1-6).

$$I_{BILGA} = \max(I_{QAI}(p, t))$$

$$\begin{cases} I_{QAI}(p, t) = \frac{C_p^{moy} - VRL_p}{VRL_p} & \text{si } C_p^{moy} < VRL_p \\ I_{QAI}(p, t) = \frac{C_p^{moy} - VRL_p}{VRL_p - VRL_p} & \text{si } C_p^{moy} \geq VRL_p \end{cases} \quad (1-6)$$

Si  $I_{BILGA} < 0$  la qualité sanitaire de l’ambiance est excellente, si  $I_{BILGA} = 0$  le risque sanitaire est insignifiant, si  $0 < I_{BILGA} < 1$  le risque est limité, et si  $I_{BILGA} \geq 1$  alors le risque est inacceptable dans le logement (Koffi, 2009) ;

- l’indice  $I_{GAPI}$  (Global Airborne Pollutant Indicator) est proposé par (Cariou et al., 2005). Il est calculé à partir du poids d’impact du polluant ( $W_i$ ) et de la concentration en polluant ( $C_i$ ), équation (1-7) (Cariou et al., 2005).

$$I_{GAPI} = \sum W_i \times C_i \quad (1-7)$$

Le poids d’impact ( $W_i$ ) est calculé à partir de facteurs d’impact caractéristique entraînant des troubles comme le volume molaire. Le facteur d’impact est le rapport entre la caractéristique du polluant et celle d’un composé de référence. La référence est choisie de façon à ce que son facteur d’impact soit le plus faible et égal à 1. Lorsque plusieurs facteurs d’impact sont pris en compte, le poids d’impact ( $W_i$ ) correspond à la moyenne géométrique des facteurs d’impact.

### II.3.B. Polluants représentatifs de la dégradation de la qualité de l’air

La qualité de l’air peut être évaluée par l’absence de polluants représentatifs de la dégradation de la qualité de l’air. Cependant, il n’existe pas de norme qui définit la QAI, mais uniquement une liste de composés prioritaires avec des valeurs guides associées, proposées par les différents organismes de la QAI tels que l’observatoire de la qualité de l’air intérieur (OQAI) ou l’Agence nationale de sécurité sanitaire de l’alimentation, de l’environnement et du travail (ANSES). Au sens de l’OQAI (OQAI, 2013), 15 polluants doivent être suivis de manière prioritaire dans les logements : le benzène, les particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), le DEHP (phtalate), le toluène, le formaldéhyde, le monoxyde de carbone, l’acroléine, le plomb, l’acétaldéhyde, le cadmium, l’arsenic, le benzo(a)pyrène, le benzo[a]anthracène, le 1,4-dichlorobenzène et le chloroforme. Dans les écoles 5 polluants doivent être suivis de manière prioritaire : le formaldéhyde, le benzène, l’acétaldéhyde, les

particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), le chrome. Et également 5 polluants doivent être suivis dans les bureaux : le formaldéhyde, le benzène, les PM<sub>2,5</sub>, l'éthylbenzène et le mélange de PCB.

L'OQAI a identifié ces polluants en calculant un indice de hiérarchisation. Cet indice est calculé sur la base de trois sous-indices : l'indice de potentiel de risque aigu (noté sur 5), l'indice de potentiel de risque chronique (noté sur 10), et l'indice de fréquence de détection à l'intérieur des logements (note sur 5). Les polluants listés ayant un indice de hiérarchisation supérieur à 15 sont considérés comme « hautement prioritaires », ceux ayant un indice supérieur à 10 sont considérés « très prioritaires », et les substances « prioritaires » ont un indice supérieur à 5.

### II.3.B.a. Valeurs guides

Pour limiter le risque sanitaire lié à l'exposition d'un individu à une pollution de l'air, les réglementations nationales et internationales proposent des valeurs de concentrations limites, en-dessous desquelles, en l'état actuel des connaissances, il n'existe pas de risques sanitaires pour les occupants du bâtiment. Ces valeurs guides de qualité de l'air (VGAI) sont des valeurs de concentrations moyennes pour certaines durées d'exposition à un polluant unique.

En France, les VGAI de certains polluants sont établies par l'ANSES mais à défaut de valeurs françaises, les VGAI établies par l'OMS (WHO, 2010) ou reconnues à l'échelle européenne (projet INDEX (Koistinen et al., 2008)) peuvent être utilisées. Enfin, le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) propose, à partir des VGAI de l'ANSES, des valeurs dites « de gestion » et un calendrier pour leur déploiement, afin de guider les pouvoirs publics dans l'élaboration de valeurs opérationnelles pour mettre en place des actions d'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Ces VGAI issues de l'ANSES sont présentées dans l'Annexe 4 : valeurs guides de l'ANSES (ANSES, 2013).

A contrario des substances chimiques, il n'est pas possible aujourd'hui de proposer des valeurs repères quantitatives pour les bio-contaminants, étant donnée l'absence de relations dose-réponse établies. L'OMS a donc proposé en 2009 des consignes préventives relatives à l'humidité et aux moisissures dans les bâtiments (WHO, 2009).

### II.3.B.b. Valeurs repères d'aide à la gestion

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) propose également des valeurs repères (VR) d'aide à la gestion de la qualité de l'air intérieur pour les établissements recevant du public et les espaces privés depuis 2009. Pour certains polluants, des valeurs d'action rapide (VAR) sont disponibles. Elles correspondent à un niveau de concentration tel que des actions d'amélioration sont nécessaires à court terme afin d'identifier les sources de pollution et de les

neutraliser (HCSP, 2014). L’ensemble de ces valeurs sont disponibles pour le formaldéhyde, le trichloréthylène, le tetrachloréthylène, le benzène, le naphtalène, et les particules de matière, Annexe 5 : valeurs repères du HCSP (HCSP, 2014).

### II.3.B.c. Valeurs seuils

Pour les polluants suivis de façon prioritaire dans les logements, il existe en plus des valeurs guides, des valeurs seuils qui sont définies par les organismes de la qualité de l’air (ANSES, OQAI) et les référentiels de qualité environnementale (HQE, LEED, BREEAM) selon leurs critères d’exigences. Ces valeurs sont plus spécifiquement détaillées dans l’Annexe 6 : comparatifs valeurs seuils (Loaec, 2013).

### II.3.B.d. Valeurs réglementaires

Il existe également des valeurs réglementaires, présentées dans l’Annexe 7 : valeurs réglementaires (OQAI, 2013), exprimées en niveau de concentration dans l’air intérieur, mais uniquement pour trois substances (hors réglementation du travail) : le radon dans certains lieux ouverts au public, le monoxyde de carbone dans les bâtiments équipés d’une chaudière et l’amiante dans les bâtiments construits avant 1997 (Loaec, 2013). Plus récemment, deux autres polluants sont sujets à des réglementations : le formaldéhyde et le benzène.

## II.4. Rôle de la ventilation

Le rôle de la ventilation dans les bâtiments est d’assurer l’hygiène, le confort et la préservation de la structure de l’enceinte. L’absence de ventilation entraîne le confinement du lieu de vie, qui peut avoir des conséquences sur la qualité de l’environnement intérieur et du bâtiment lui-même. En effet, l’aération influe sur :

- la qualité de l’air et donc la santé des occupants, en limitant l’accumulation des polluants, des fumées, la gêne provoquée par les odeurs ou encore la raréfaction de l’oxygène ;
- les déperditions de chaleur, donc la consommation d’énergie ;
- les problèmes d’humidité, principalement dans les pièces de service dans les logements (cuisine, salle d’eau, toilettes) ou à forte occupation (salles de classe), pouvant entraîner condensation et développement de moisissures, et par conséquent nuire sur la durabilité du bâtiment et la santé des occupants ;
- le confort thermique, à travers les courants d’air notamment qui modifient les échanges thermiques et évaporatifs, et limitent l’augmentation de la chaleur due aux activités humaines et aux gains solaires.

Cependant pour être efficace, la ventilation ne doit pas être elle-même source de polluants ou permettre l’introduction de la pollution extérieure. De même, elle ne doit pas être une source d’odeurs désagréables, de bruit ou d’inconfort thermique notamment par courant d’air. Enfin, les contraintes énergétiques imposées par la réglementation thermique, ne doivent pas être faites au détriment de la qualité de l’air. Ces déperditions sont à la fois propres à la ventilation, dues aux débits d’air spécifiques de ventilation et à la consommation électrique des auxiliaires et induites par les infiltrations d’air à travers les cloisons. Le choix d’un débit de ventilation suffisant doit se faire en accord avec les objectifs de performances énergétiques. Notamment, l’augmentation des débits de ventilation est souvent synonyme d’augmentation des consommations énergétiques. De ce fait, il est important de mettre en œuvre un débit suffisant, mais pas trop important (Dhalluin, 2012).

### III. Le renouvellement de l’air dans les bâtiments

Le renouvellement de l’air est un point clé pour améliorer les performances du bâtiment en termes de confort, de QAI et de consommation énergétique. En effet, étant donnée l’augmentation progressive de l’isolation des bâtiments, les déperditions liées à la ventilation sont amenées à représenter une part relativement plus importante des besoins de chauffage des bâtiments (jusqu’à 30 % parfois) (ADEME, 2013). La campagne nationale de l’Observatoire de la Qualité de l’Air Intérieur (OQAI, 2013) sur le logement révèle qu’en France, comme ailleurs, les débits de ventilation réglementaires sont rarement respectés. C’est d’autant plus vrai dans les bâtiments anciens qui sont pour la plupart équipés de systèmes de ventilation naturelle, souvent peu performants, mal dimensionnés ou mal disposés. Ceci engendre bien souvent des problèmes de qualité d’air intérieur (QAI) et de confort thermique, responsables de nombreux problèmes sanitaires.

#### III.1. Systèmes de renouvellement d’air

Lors de l’émanation de polluants, il convient dans un premier temps de réduire la concentration dans l’air intérieur afin de préserver la santé des individus présents tout en se conformant aux valeurs maximales ou limites d’exposition imposées par la réglementation. Cela entraîne la nécessité de renouveler l’air chargé en polluants via la ventilation. Différentes stratégies peuvent être mises en place afin de renouveler l’air vicié, et apporter un air neuf dans les bâtiments.

##### III.1.A. La ventilation naturelle

La ventilation naturelle fait intervenir les débits d’air entre l’intérieur et l’extérieur des bâtiments de façon naturelle sans qu’aucune opération faisant intervenir des procédés mécaniques ne soit employée. Ce type de ventilation est obtenu grâce aux différences de pression autour du bâtiment et est régi par deux phénomènes principaux :

- l’effet du vent : des différences de pression apparaissent sur la façade face au vent, en surpression, et sur les façades sous le vent en dépression. Cette différence permet de créer un balayage de l’air à travers les différentes ouvertures tel que les fenêtres, les débouchés de conduit et les défauts d’étanchéité. Le flux d’air ainsi créé va des zones en surpression vers celles en dépression (Russell et al., 2007) ;
- l’effet du gradient de température appelé aussi tirage thermique : les différences de températures entre l’intérieur et l’extérieur du bâtiment engendrent des différences de

densité de l'air et donc un gradient de pression dans ces deux zones, à l'origine de la circulation d'air. Ainsi, lorsque l'air intérieur est plus chaud que l'air extérieur, l'air va circuler par les ouvertures de la partie basse du bâtiment et ressortir par les ouvertures de la partie haute (Concannon, 2002).

Ces deux forces motrices sont variables dans le temps et l'espace ce qui rend difficile le contrôle des débits d'air engendrés. Ces deux moteurs de ventilation agissent simultanément et peuvent avoir des effets combinés ou opposés. Ainsi la différence de pression totale entre l'intérieur et l'extérieur du bâtiment résulte des effets simultanés du vent et du tirage thermique. Cependant, il est considéré qu'au-delà de  $3 \text{ m.s}^{-1}$ , l'action du vent devient prédominante sur les autres forces motrices des systèmes de ventilation (Concannon, 2002). En hiver, les occupants ont tendance à laisser fermer les fenêtres, ce qui nuit à la QAI, et en cas d'ouverture, les débits de ventilation sont souvent trop importants par rapport à ce qui est nécessaire en raison d'un fort tirage thermique, ce qui augmente la consommation énergétique et accroît le risque de courant d'air froid. En été, les débits de ventilation peuvent être très faibles, pouvant entraîner des surchauffes et une accumulation des polluants dégradant de fait la QAI (Dhalluin, 2012).

La ventilation naturelle dépend également des ouvertures présentes dans le bâtiment. Ainsi, elle peut être définie comme étant « mono-façade », lorsque toutes les ouvertures sont disposées d'un seul côté de l'espace ventilé, ou « traversante », lorsqu'elles sont disposées sur des façades opposées.

### III.1.B. La ventilation mécanique contrôlée (VMC)

La ventilation mécanique consiste à forcer l'apport et/ou l'extraction de l'air de façon régulière ou périodique à l'aide d'un ou plusieurs ventilateurs, afin d'assurer un renouvellement d'air suffisant et maîtrisé.

#### III.1.B.a. La VMC simple - flux par extraction

Pour ce système, le bâtiment ou la pièce traitée est mis en dépression, ainsi l'air circule des entrées d'air prévues en façade vers les bouches d'extraction, à l'aide d'un ventilateur. Cela permet l'extraction des polluants directement à la source d'émission (**Figure 1-5-a**). Ce système, relativement simple de conception et facile d'entretien, est largement répandu dans le résidentiel neuf (Lucas et al., 2009). La mise en dépression de la pièce ou du bâtiment permet également de réduire les transferts d'humidité à travers les parois, mais elle accroît les infiltrations et le risque de transfert des polluants de l'extérieur, surtout du sol comme le radon (Liddament, 1996).

Ce système n'est cependant pas adapté aux bâtiments situés dans des environnements bruyants, pollués ou encore des bâtiments de grande hauteur, en raison de l'absence de filtration de l'air neuf, d'un isolement acoustique limité des entrées d'air et d'une distribution des flux aléatoire. Son utilisation est également limitée dans les locaux à forte occupation continue, en raison de l'inconfort et des déperditions de chaleur trop importantes associés aux débits imposés par la réglementation en hiver (Dhalluin, 2012).

#### III.1.B.b. La VMC simple - flux par insufflation

Dans cette configuration, un ventilateur insuffle de l'air neuf directement dans les pièces principales des logements, et l'air vicié est évacué par des bouches d'extraction naturelles dans les pièces de service ou en façade du bâtiment (**Figure 1-5-b**). Contrairement au procédé en flux par extraction, le système par soufflage met ainsi le bâtiment en surpression par rapport à l'environnement extérieur et permet de limiter les infiltrations de l'air. Il présente également la possibilité de préchauffer et de filtrer l'air neuf pour réduire le transfert des polluants de l'air extérieur avant sa distribution.

Cependant, ce système ne permet pas d'extraire les polluants à la source d'émission et la mise en surpression peut entraîner le transfert de l'humidité et donc la condensation dans les parois. Malgré un isolement acoustique aux bruits extérieurs légèrement meilleur que le système par extraction, la présence de grilles de transfert de capacités importantes sur les ouvertures, pose encore des problèmes acoustiques et la circulation de l'air reste difficile à contrôler. Ce système de ventilation mécanique est rarement utilisé dans le résidentiel existant ou neuf (Concannon, 2002).

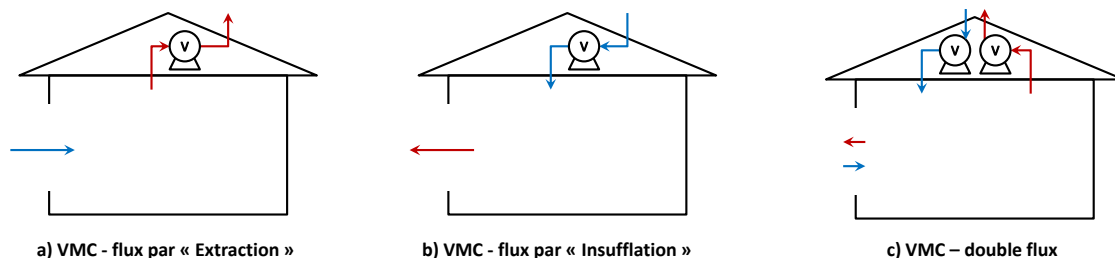
#### III.1.B.c. La VMC double flux

Ce système est la combinaison des procédés d'insufflation et d'extraction mécanique. Il est composé de deux ventilateurs indépendants avec deux réseaux de conduits séparés, l'un pour le soufflage d'air neuf et l'autre pour l'extraction de l'air vicié (**Figure 1-5-c**). Dans les logements, le soufflage et l'extraction se font respectivement dans les pièces principales et les pièces de service.

La VMC double flux permet ainsi une meilleure maîtrise des débits d'air qui peuvent être plus facilement modulés. L'équilibre des débits rend ce système efficace et peu dépendant des défauts d'étanchéité. Toutefois, en cas de déséquilibre, il est préférable d'être en légère dépression plutôt qu'en légère surpression, qui présenterait les inconvénients d'un système à insufflation seule. Ce système permet, via un échangeur de chaleur et/ou un système de recyclage, la récupération de chaleur sur l'air extrait ce qui minimise les pertes de chaleur par

ventilation. Il est donc largement utilisé dans les pays à climat froid tel que les pays scandinaves (Mansson, 1995). Ce système de ventilation présente également l'avantage de permettre le traitement de l'air neuf par l'ajout de filtre, et permet un meilleur isolement acoustique par rapport à l'extérieur.

En revanche, ce système nécessite un investissement initial plus important, ainsi qu'une maintenance régulière du réseau aéraulique. Une bonne étanchéité de l'enveloppe ainsi qu'un bon équilibre des flux d'air sont également requis afin de réduire les pertes en débits d'air par infiltration ou par exfiltration et de garantir une bonne efficacité du système. Enfin, les consommations électriques des éléments tels que les ventilateurs, la batterie de préchauffage, etc. et le bruit généré par ce type d'installation sont plus importants que les autres systèmes de VMC simple flux (Dhalluin, 2012).



**Figure 1-5 - Principe des ventilations mécaniques contrôlées**

### III.1.C. La ventilation hybride

La ventilation hybride consiste à combiner la ventilation naturelle et mécanique. Cette stratégie de ventilation nécessite donc un système de contrôle gérant notamment le passage d'un mode de ventilation à l'autre afin de minimiser les dépenses énergétiques et de fournir une bonne qualité des ambiances intérieures. Trois types de ventilation hybride sont différenciés par (Heiselberg, 2002) cité par (Dhalluin, 2012) :

- la ventilation naturelle assistée : il s'agit d'un système de ventilation naturelle assisté par un ou plusieurs ventilateurs à basse pression fonctionnant en extraction ou insufflation. Les ventilateurs se déclenchent lorsque les forces du tirage thermique et du vent ne sont pas suffisantes pour assurer les débits d'air requis ;
- la ventilation mécanique assistée : elle est constituée d'un système de ventilation mécanique avec des ventilateurs fonctionnant en extraction et à basse pression. Le tirage thermique et l'effet du vent sont utilisés pour compenser les débits d'air limités des ventilateurs basse pression ;



- l’alternance de la ventilation naturelle et de la ventilation mécanique : les deux systèmes de ventilation sont alors complètement dissociés et fonctionnent chacun leur tour.

Ces systèmes intelligents sont plus compliqués à mettre en place, souvent plus volumineux mais aussi plus coûteux en investissement qu’un système de VMC « classique ». Les réglementations incendies et acoustiques peuvent être des freins à l’utilisation de la ventilation hybride, notamment dans le cas d’un relais à une ouverture en façade en zone urbaine. Enfin, avec ces systèmes, il existe des risques de court-circuit concernant la circulation de l’air dans les locaux (Dhalluin, 2012).

### III.1.D. Recyclage de l’air

Le recyclage de l’air est utilisé surtout pour des ventilations de type double flux, ainsi que dans les CTA qui comportent souvent un caisson de mélange (Bailly et al., 2001b). Il consiste à récupérer une partie de l’air intérieur extraite et de mélanger une fraction de cet air avec l’air neuf insufflé. Le système doit adapter le recyclage en fonction de la qualité de l’air à recycler. Une position correcte du volet d’air neuf est nécessaire pour éviter la sous-ventilation. Le principal risque de l’utilisation d’un système avec recyclage est une mauvaise élimination ou une accumulation des polluants. L’étanchéité du caisson de mélange servant au recyclage doit être correcte pour éviter les contaminations de polluants (Koffi, 2009). Un système de traitement, généralement de la filtration sur média fibreux, est nécessaire.

L’utilisation du recyclage permet cependant une économie d’énergie étant donné que l’air extrait est partiellement mélangé à l’air insufflé. Un équilibre thermique se crée alors dans le caisson de mélange. Par conséquent, cela limite les risques de courants d’air froid sur le soufflage d’air neuf, et minimise les pertes de chaleur par ventilation, moins d’énergie est à fournir ou enlever au système par les appareils de régulation thermique (Dhalluin, 2012).

## III.2. Contrôle et réglementation de la ventilation

### III.2.A. Etat de la ventilation en France

Selon l’enquête nationale menée par l’Observatoire de la Qualité de l’Air Intérieur (OQAI, 2013) sur les logements en France, les ventilations mécanique et naturelle équipent de manière générale près de 70 % des logements, les VMC double flux ne représentant que 1,1% du parc. Les systèmes de VMC sont présents dans 35,7 % des logements individuels et 34 % des collectifs, surtout dans les logements neufs suite à l’Arrêté du 24 Mars 1982. La ventilation naturelle équipe 29 % les logements individuels et 41 % des collectifs. Cependant,

environ 20 % des logements sont démunis de tout système de ventilation. Il s’agit essentiellement des bâtiments très anciens, ne répondant pas aux conformités de la réglementation nationale en termes de ventilation pour les logements, régies par l’Arrêté du 24 Mars 1982 modifié par l’arrêté du 28 octobre 1983 (JORF, 1983), préconisant un système de ventilation spécifique, soit naturelle par conduits ou soit mécanique. Enfin, 9 % des logements français sont équipés de ventilation partielle (Dhalluin, 2012).

### III.2.B. Régulation des systèmes de ventilation

La régulation du système de ventilation peut se faire de trois façon différentes : manuellement, automatiquement et de manière semi-automatique.

Dans le cas d’une régulation manuelle, les occupants ont accès aux différents éléments tels que les fenêtres, les ventilateurs, les portes, etc. et régulent par eux même la ventilation pour améliorer leur confort. Ce type de contrôle est généralement mieux accepté par les usagers qu’un contrôle automatique et ne nécessite pas de développement de stratégies de régulation. Cependant cette méthode de régulation n’est pas optimale du point de vue de la gestion des potentiels de ventilation.

Dans le cas d’une régulation automatique, les débits de ventilation sont optimisés en tenant compte des conditions intérieures et extérieures. Cela permet ainsi d’améliorer la qualité environnementale intérieure tout en minimisant les dépenses énergétiques. Plusieurs techniques de régulation peuvent être utilisées (Jung, 2009). En effet, la régulation peut se faire en boucle fermée ou ouverte selon si la variable contrôlée est mesurée ou non. Les régulateurs peuvent être de type tout-ou-rien (TOR), proportionnel (P) avec éventuellement action intégrale (PI) et dérivée (PID), ou encore utilisant la logique floue, le contrôle optimal et prédictif. Même si leur coût est plus important qu’un système classique, la ventilation contrôlée peut s’avérer extrêmement efficace, surtout quand un polluant dominant peut être identifié, par exemple le CO<sub>2</sub> pour les écoles. Les économies d’énergie par rapport à une ventilation mécanique constante peuvent être importantes du fait de la réduction du temps de fonctionnement du ventilateur, des besoins de chauffage ou refroidissement de l’air entrant et des déperditions énergétiques par ventilation. Plusieurs paramètres de contrôle permettent la modulation des débits d’air :

- la QAI à partir des concentrations en polluants tel que le CO<sub>2</sub>, l’humidité relative, les COV, etc ;
- les températures de l’air intérieur et/ou extérieur ;

- les conditions météorologiques, comme la vitesse et la direction du vent, la pluie, l’ensoleillement, etc ;
- la pression dans les conduits d’extraction ou de soufflage ;
- la détection de la présence des occupants ou la détection de mouvement.

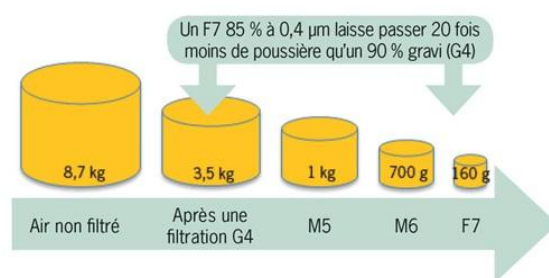
Les principales grandeurs réglables sont alors la vitesse du ventilateur, les sections d’ouverture des entrées d’air, des bouches d’extraction, ou encore l’ouverture des fenêtres. Dans le cas d’une régulation semi-automatique, un système de signalisation, souvent sous forme d’indicateurs visuels, informe les occupants pour savoir quand ouvrir et fermer leurs fenêtres. Un des systèmes de signalisation les plus efficaces, en particulier dans les pièces fortement occupées, consiste à utiliser un capteur de polluant fournissant une indication visuelle des niveaux de concentration, telle que par exemple l’utilisation de couleurs vert/jaune/rouge. Entre autre, la concentration en CO<sub>2</sub> est un bon traceur de la pollution humaine, notamment pour évaluer les émissions des bio-effluents humains et de l’occupation. Cependant, il y a peu de retours d’expériences sur la réaction des occupants vis-à-vis de ces systèmes à faible coût (Dhalluin, 2012).

### III.2.C. Débits de ventilation réglementaires et normatifs

Les logements doivent bénéficier d’un renouvellement de l’air pour une évacuation des émanations telles que les taux de pollution de l’air intérieur du local ne constituent aucun danger pour la santé et que les condensations puissent être évitées, sauf de façon passagère d’après l’article R111-9 du code de la construction et de l’habitation (Prat, 2012). Les exigences réglementaires françaises en termes de ventilation dans les bâtiments sont définies par le Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT, 1978) et plus spécifiquement par l’arrêté du 24 Mars 1982, modifié le 28 Octobre 1983 (JORF, 1983) pour ce qui concerne les logements, et le Code du travail (Code du Travail, 1984) pour ce qui est des locaux de travail. Ces textes définissent les débits de ventilation, des prescriptions relatives aux installations et fonctionnement des systèmes de ventilation, en fonction du type de locaux à ventiler qui sont classés en deux catégories :

- ceux à pollution « non spécifique » (NS) dans lesquels la pollution est liée à la seule présence humaine à l’exception des locaux sanitaires ;
- ceux à pollution « spécifique » (S) : type cuisine, salle d’eau, cabinet d’aisance, laboratoires, où existent des émissions de produits nocifs ou gênant autres que ceux liés à la seule présence humaine.

Pour les bâtiments autres que ceux à usage d'habitation, le RSDT spécifie que la ventilation peut être « soit mécanique ou naturelle par conduits, soit naturelle pour les locaux donnant sur l'extérieur, par ouverture de portes, fenêtres ou autres ouvrants ». Lorsque l'air est introduit mécaniquement, il doit être filtré au préalable, éventuellement à l'aide d'un filtre grossier en amont de la chaîne de soufflage, et obligatoirement à l'aide de filtres à rendement élevé, c'est-à-dire 90 % s'il s'agit d'air neuf et 95 % s'il s'agit d'air recyclé (RSDT, 1978). La mise en place de différents filtres permet une diminution sensible de la quantité de polluants pénétrant dans un bâtiment (**Figure 1-6**).



**Figure 1-6 - Schéma de la masse de poussières entrant dans un réseau d'air de 10 000 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, issue de (XPAIR, 2013) cité par (Loaec, 2013)**

Pour ce type de bâtiment à usage d'habitation, le RSDT stipule également que dans les conditions habituelles d'occupation, les concentrations en CO<sub>2</sub> ne doivent pas dépasser 1000 ppm avec une tolérance à 1300 ppm. Sous réserve de respecter ces limites, la ventilation modulée ou discontinue est admise en cas d'occupation très variable. Enfin, si les locaux sont inoccupés, « la ventilation peut être arrêtée mais elle doit être mise en marche avant occupation des locaux et maintenue après celle-ci pendant un temps suffisant ».

Concernant la règle du balayage qui est imposée pour l'aération des logements par l'arrêté du 24 Mars 1982, le Code du travail admet que l'air provenant de locaux à pollution « non spécifique » puisse être transféré dans des locaux à pollution « spécifique », tandis que le RSDT admet qu'il peut traverser éventuellement des locaux de circulation peu occupés, de type archives ou dépôts, ou à pollution « spécifique ».

La circulation de l'air doit pouvoir se faire par l'entrée d'air dans les pièces principales, de type séjour ou chambres, et son extraction dans les pièces de service, telle que la cuisine, la salle de bain et les WC. Des notions de modulation du débit sont précisées : double débit d'extraction en cuisine et variation du débit extrait en fonction de l'humidité de l'air du logement. Les débits extraits dans chaque pièce doivent pouvoir atteindre, simultanément ou non, les valeurs des flux d'extraction qui sont présentées dans le **Tableau 1-1** en fonction du nombre de pièces principales du logement (Prat, 2012).

**Tableau 1-1 - Débits d’air extraits en fonction du nombre de pièces principales du logement, issue de (Prat, 2012)**

Nombre de pièces principales du logement	Débits extraits (en m <sup>3</sup> /h)				
	Cuisine	Salle de bains ou de douches commune ou non avec un cabinet d’aisances	Autre salle d’eau	Cabinet d’aisances	
				Unique	Multiple
1	75	15	15	15	15
2	90	15	15	15	15
3	105	30	15	15	15
4	120	30	15	30	15
5 et plus	135	30	15	30	15

Par ailleurs, des dispositifs individuels de réglage peuvent permettre de réduire les débits, dans la limite des valeurs minimum fixées dans le Tableau 1-2 (Prat, 2012).

**Tableau 1-2 – Débits d’air minimaux dans le cas de dispositifs individuels de réglage, issue de (Prat, 2012)**

Nombre de pièces principales	1	2	3	4	5	6	7
Débit total minimal (en m <sup>3</sup> /h)	35	60	75	90	105	120	135

Ces dispositions liées à la construction, décrites dans le code de la construction et de l’habitation et les arrêtés ministériels d’application, sont complétées et renforcées par les réglementations dites « thermiques », notamment la RT2012 qui remplace les RT2005 et RT2000. Ces réglementations appréhendent les considérations plus récentes liées aux économies d’énergie, au confort d’été ou à la ventilation (Prat, 2012).

### III.3. Critères d’évaluation de l’efficacité de ventilation

Les normes et réglementations en vigueur proposent des débits recommandés pour satisfaire une bonne qualité d’air, mais ne qualifient pas réellement la performance de la ventilation. L’efficacité de la ventilation peut être exprimée à l’aide d’indices représentatifs de sa capacité à renouveler l’air et à éliminer les polluants (Mundt et al., 2004).

#### III.3.A. Efficacité du renouvellement d’air

L’efficacité de renouvellement de l’air intérieur d’un système de ventilation caractérise la rapidité à laquelle l’air d’une pièce est remplacé en comparaison avec le renouvellement d’air le plus rapide. Il peut être déterminé expérimentalement à l’aide de méthodes de gaz traceurs, mais il reste difficile à évaluer en cas de ventilation naturelle ou de bâtiments très perméables, du fait de la forte variabilité du renouvellement d’air.

Les différents indices d’efficacité du renouvellement d’air sont construits à partir des temps caractéristiques de l’air, que sont l’âge de l’air, le temps résiduel et le temps de résidence.

### III.3.A.a. L’âge de l’air

C’est le temps écoulé depuis l’entrée dans un local d’une quantité de molécules ou de particules de l’air jusqu’à sa sortie. Il caractérise la « fraîcheur de l’air » et s’exprime différemment suivant la méthode de gaz traceur utilisée et selon s’il est localisé dans des zones d’intérêts particuliers. L’âge moyen de l’air peut être définie de manière locale  $\overline{\tau_{ap}}$ , ou de manière globale  $\langle \overline{\tau_a} \rangle$  (Tableau 1-3).

**Tableau 1-3 – Age moyen local et global de l’air selon la méthode expérimentale de détermination du temps de séjour**

Méthode	Age de l’air local	Age de l’air global
Injection par impulsion	$\overline{\tau_{ap}} = \frac{\int_{t_0}^{\infty} t \times C_p(t) dt}{\int_{t_0}^{\infty} C_p(t) dt}$	$\langle \overline{\tau_a} \rangle = \frac{\int_{t_0}^{\infty} t \times \langle C(t) \rangle dt}{\int_{t_0}^{\infty} \langle C(t) \rangle dt}$
Injection constante	$\overline{\tau_{ap}} = \int_{t_0}^{\infty} \left( 1 - \frac{C_p(t)}{C_S} \right) dt$	$\langle \overline{\tau_a} \rangle = \int_{t_0}^{\infty} \left( 1 - \frac{\langle C(t) \rangle}{C_S} \right) dt$
Décroissance de la concentration	$\overline{\tau_{ap}} = \int_{t_0}^{\infty} \frac{C_p(t)}{C_p(t_0)} dt$	$\langle \overline{\tau_a} \rangle = \int_{t_0}^{\infty} \frac{\langle C(t) \rangle}{\langle C(t_0) \rangle} dt$

Avec :

- $C_p$  : concentration locale de traceur en un point « P » en mol.m<sup>-3</sup>.
- $\langle C \rangle$  : concentration moyenne en traceur sur la globalité du local en mol.m<sup>-3</sup>.
- $C_S$  : concentration de traceur dans l’air soufflé à l’entrée du local en mol.m<sup>-3</sup>.

### III.3.A.b. Le temps résiduel, $\overline{\tau_{rl}}$

Il s’agit du temps mis par une molécule d’air quittant un point P donné du domaine étudié pour atteindre la sortie d’air (Koffi, 2009). Il s’exprime selon l’équation (1-8).

$$\overline{\tau_{rl}} = \frac{\int_{t_0}^{\infty} (C_{ex}(\infty) - C_{ex}(t)) dt}{C_{ex}(\infty)} \quad (1-8)$$

Avec  $C_{ex}$  la concentration en polluant dans l’air extrait.

### III.3.A.c. Le temps de résidence, $\bar{\tau}_r$ , et le temps nominal, $\tau_n$

Le temps de résidence est le temps que met une molécule d’air venant du soufflage ou de l’extérieur et passant un point P donné du domaine étudié pour atteindre la bouche d’extraction de ce domaine. Il correspond à la somme de l’âge de l’air local et du temps résiduel de l’air, équation (1-9) (Koffi, 2009).

$$\bar{\tau}_r = \bar{\tau}_{ap} + \bar{\tau}_{rl} \quad (1-9)$$

Il peut également être considéré que le temps de résidence correspond au double de l’âge de l’air global, équation (1-10), quel que soit le système de ventilation.

$$\bar{\tau}_r = 2 \times \langle \bar{\tau}_a \rangle \quad (1-10)$$

Un temps de résidence prolongé peut entraîner un risque de mauvaise qualité de l’air intérieur. Le temps de résidence minimum de l’air ou temps nominal est défini comme étant l’inverse du taux de renouvellement d’air  $N$ , équation (1-11).

$$\tau_n = \frac{V}{Q} = \frac{1}{N} \quad (1-11)$$

Avec :

- $V$  : volume du local en  $m^3$ .
- $Q$  : débit d’air  $m^3 \cdot s^{-1}$ .

### III.3.A.d. Indice d’efficacité de renouvellement d’air, $\epsilon_a$

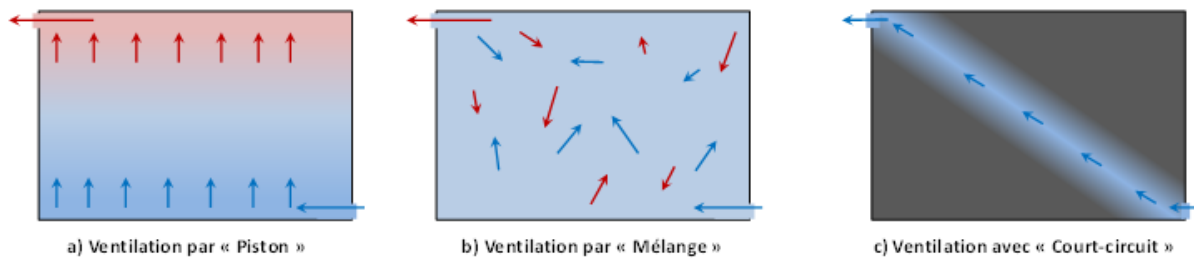
Cet indice permet d’évaluer la capacité du système de ventilation à renouveler l’air dans la pièce. Il correspond au rapport entre la constante de temps nominal et le temps de résidence de l’air, équation (1-12).

$$\epsilon_a = \frac{\tau_n}{\bar{\tau}_r} = \frac{\tau_n}{2 \times \langle \bar{\tau}_a \rangle} \quad (1-12)$$

Selon le type de ventilation, cet indice sera compris entre 0 et 1,  $\tau_n$  correspondant au minimum de  $\bar{\tau}_r$ . Le rendement de ventilation est considéré efficace s’il est compris entre 0,5 et 1,0.

Les meilleures efficacités de renouvellement d’air sont obtenues pour une ventilation par piston où l’air vicié est déplacé par l’air frais, généralement de bas en haut, ainsi l’air soufflé ne se mélangeant pas à l’air de la pièce (**Figure 1-7-a**). Dans le cas d’une ventilation par mélange, consistant à assurer une homogénéité parfaite de l’air frais avec l’air vicié, l’efficacité n’est que de 50 % car le temps de résidence de l’air dans le domaine est égal au double du temps nominal de renouvellement d’air (**Figure 1-7-b**). Enfin, si le système de ventilation génère des mouvements d’air avec des zones mortes provoquées par des

phénomènes de recirculation ou des courts-circuits (**Figure 1-7-c**) entre les bouches de soufflage et les grilles d'extraction, le rendement peut descendre en dessous de 50 %.



**Figure 1-7 – Efficacité des modes de ventilation, inspiré de (Roulet, 2008) cité par (Dhalluin, 2012)**

L'indice  $\varepsilon_a$  évalue l'efficacité de renouvellement de l'air de tout le domaine ventilé et pas celui d'une zone d'occupation. Pour cela, l'indice local de renouvellement d'air  $\varepsilon_{ap}$ , qui s'exprime en fonction de l'âge de l'air, équation (1-13), est utilisé.

$$\varepsilon_{ap} = \frac{\tau_n}{\langle \tau_a \rangle} = 2 \times \varepsilon_a \quad (1-13)$$

Cet indicateur quantifie la fraîcheur de l'air parvenant au point considéré et équivaut au double de l'indice d'efficacité de renouvellement d'air.

### III.3.B. Efficacité d'élimination des polluants

Il s'agit d'évaluer la rapidité à laquelle un polluant est évacué de l'enceinte. L'indice d'efficacité d'élimination des polluants  $\varepsilon_c$  est défini, en régime établi, comme étant le ratio de la différence de concentrations dans l'air extrait,  $C_{ex}$ , et l'air insufflé,  $C_s$ , par rapport à la différence de concentrations dans l'air intérieur en moyenne à l'état stationnaire,  $\langle C \rangle$ , et dans l'air insufflé, équation (1-14).

$$\varepsilon_c = \frac{C_{ex} - C_s}{\langle C \rangle - C_s} \quad (1-14)$$

L'utilisation de gaz traceur permet de simplifier cette équation puisque les concentrations en soufflage sont alors nulles. Le système de ventilation est d'autant plus efficace que l'indice  $\varepsilon_c$  a une valeur élevée. Il est supérieur à 1 pour la ventilation à effet de piston du fait d'une meilleure dilution et donc qualité de l'air dans le domaine étudié que dans l'air extrait. Il est égal à 1 dans le cas des systèmes de ventilation par mélange. Dans les autres cas, quand l'indice d'efficacité est inférieur à 1, le polluant s'accumule dans le domaine étudié, la qualité de l'air y est donc dégradée.

De la même façon que pour l'efficacité de renouvellement d'air, il est possible de calculer l'indice local d'efficacité d'évacuation des polluants  $\varepsilon_{cp}$  en remplaçant la concentration



moyenne de la pièce en régime permanent par la concentration au point considéré. Des indices similaires ont également été proposés en considérant la zone d’occupation, la zone de respiration ou encore l’air inhalé, aussi appelé indice d’exposition personnel (Mundt et al., 2004). (Koffi, 2009) recense également d’autres indices exprimant l’efficacité d’élimination des polluants, comme « l’indice d’efficacité de captation de polluant », permettant d’évaluer la capacité d’un système d’extraction mécanique (type hotte de cuisine ou salle blanche) à capter et à extraire les polluants d’un local ventilé. Mais aussi, le débit de purge d’un polluant émis par des sources ponctuelles, qui sert à quantifier la vitesse à laquelle ce polluant est purgé à un point du domaine par le système de ventilation.

### III.3.C. Coût des systèmes de ventilation

La réduction de la consommation énergétique des bâtiments passe par la réduction des déperditions thermiques via son enveloppe ou isolation et via le renouvellement de l’air. Les logements étant de plus en plus étanches, la mise en place d’une ventilation efficace est nécessaire pour lutter contre les risques de condensation, pour contribuer à l’hygiène de l’air et pour améliorer le confort des occupants aussi bien du point de vue thermique qu’acoustique. Les déperditions énergétiques par renouvellement d’air deviennent ainsi une priorité (XPAIR, 2014).

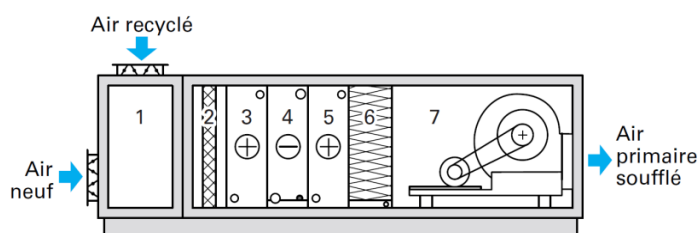
Pour les habitations, le renouvellement d’air des systèmes de ventilation représente entre 20 et 30 % des pertes en chaleurs (QuelleEnergie, 2014). Le type de VMC utilisé influence donc la consommation d’énergie, et son choix dépend essentiellement des économies souhaitées. La réglementation fixe la consommation maximale admise pour les ventilateurs de VMC installés ou remplacés. Elle est de 0,25 Wh/m<sup>3</sup> par ventilateur (ADEME, 2014a). Par ailleurs, pour les entreprises, l’ADEME estime que 10 % de la consommation d’énergie électrique est dû aux installations de ventilation (ADEME, 2014b).

## IV. Systèmes de traitement de l’air

### IV.1. Notion de « traitement » de l’air

La notion de traitement de l’air regroupe à la fois les notions de confort thermique, acoustique et visuel, ainsi que la notion de qualité de l’air. Pour ce faire, des centrales de traitement d’air (CTA) sont mises en place. Ces CTA peuvent avoir un fonctionnement qui varie selon le type de bâtiment : centralisé (bâtiments récents, tertiaire, etc.), décentralisé (habitat individuel, petit tertiaire, etc.), ou mixte (habitat collectif, bureau, etc.) (Bailly et al., 2001a).

Classiquement, pour traiter l’air du point de vue du confort, les CTA sont composées de plusieurs étapes de traitement : des batteries chaudes et froides pour le traitement thermique, et un humidificateur pour l’humidité de l’air (éléments 3-4-5-6 de la **Figure 1-8**). Du point de vue de la QAI et selon l’effluent gazeux à traiter, un ou plusieurs procédés doivent être mis en place (élément 2 de la **Figure 1-8**), pouvant comprendre à la fois un prétraitement et un post-traitement. Cette succession « d’opérations unitaires » ou filière de traitement doit permettre d’optimiser le système de traitement pour conduire à une QAI en accord avec les recommandations en vigueur. Un exemple courant pour les CTA de grande capacité est la mise en place de deux étages de filtration comprenant un filtre « grossier » en premier étage, afin d’éliminer les grosses particules pour ainsi limiter la saturation ou le colmatage du filtre « fin » placé en deuxième étage de filtration (Bailly et al., 2001b; Gustavsson et al., 2010).

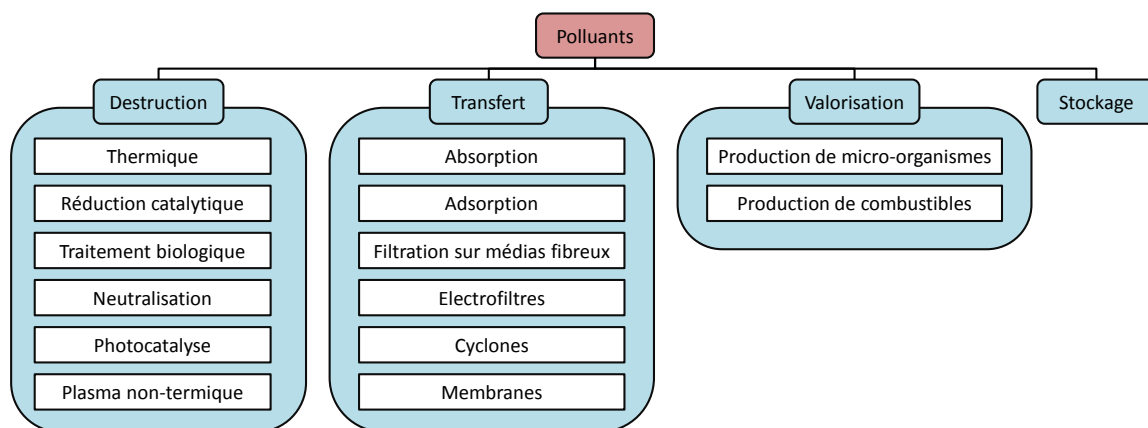


**Figure 1-8 – Schéma d’exemple d’une CTA classique (Bailly et al., 2001b)**

Les procédés de purification, qui seront décrits dans la suite de cette étude, peuvent être classifiés selon leurs actions (**Figure 1-9**) (Le Cloirec, 2008) :

- la destruction de polluants, par oxydation physico-chimique ou biologique ;
- le transfert de matière, qui peut être direct (absorption, adsorption, condensation, etc.) ou indirect (membrane, etc.) ;

- la transformation de polluants, souvent dans le but de valorisation de matière ou énergétique ;
- le stockage, lorsque les autres types de procédés sont difficiles à réaliser. Cette opération concernant principalement le CO<sub>2</sub>, elle ne sera pas abordée dans la suite de l’étude.



**Figure 1-9 - Présentation simplifiée des procédés de traitement des effluents gazeux chargés en polluants, inspiré de (Le Cloirec, 2005) et (Le Cloirec, 2008)**

Trois procédés ne seront pas détaillés dans la suite de l’étude à cause de leurs conditions extrêmes d’utilisation qui les rend non applicables aux CTA : les procédés thermiques, la réduction catalytique et les procédés membranaires. En effet, les procédés thermiques reposent sur la dégradation ou oxydation complète des hydrocarbures en CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O à des températures extrêmes de l’ordre de 750°C ce qui induit une très forte consommation d’énergie (Le Cloirec, 2006). La réduction catalytique, qui permet d’accélérer fortement les vitesses des réactions chimiques, est principalement utilisée pour traiter les NO<sub>x</sub>. Les conditions opératoires de ce procédé impliquent des températures d’au moins 250°C ainsi que la présence d’un réducteur comme par exemple le NH<sub>3</sub> pour les NO<sub>x</sub> (Guisnet, 2012). Cela rend la réduction catalytique inadaptée pour des applications en CTA. Les procédés membranaires reposent sur les principes de la filtration pour entre autres récupérer l’hydrogène ou traiter le gaz naturel. Cependant l’effluent gazeux doit être sous haute pression pour être traité ce qui génère des pertes de charge importantes, et donc une grande consommation en énergie (Sun and Thonnellier, 2004).

## IV.2. Procédés conventionnels

Cette première partie fait l’inventaire des différents procédés de traitement d’air qui sont classiquement utilisés dans l’industrie, le tertiaire ou les CTA. Les procédés concernant

l'élimination des particules ainsi que les procédés de traitement des molécules gazeuses seront décrits.

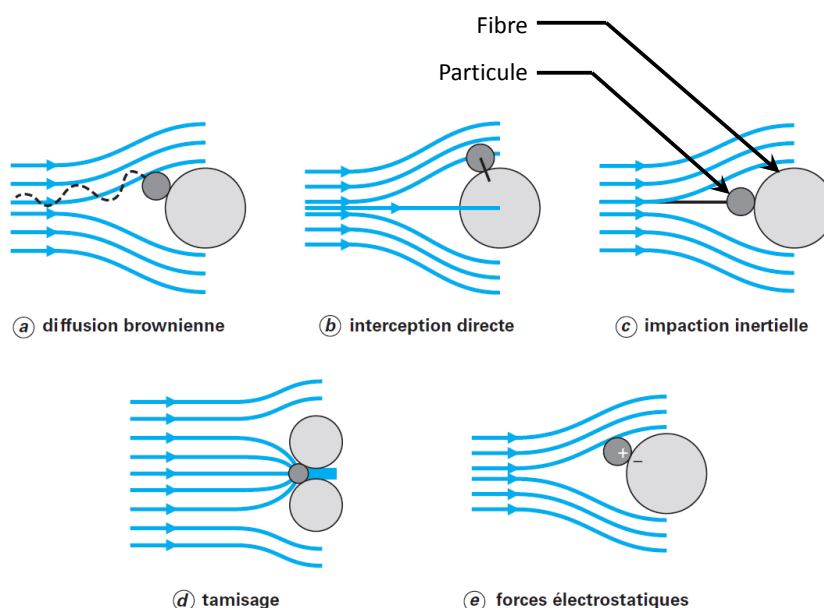
#### IV.2.A. Filtration par média fibreux

Principe : un média fibreux filtrant est constitué d'un assemblage de fibres dont le matériau peut être de différente nature : métallique, synthétique ou naturel. Le choix du matériau dépend principalement des propriétés de l'effluent gazeux ainsi que de celles des particules à traiter. Les médias fibreux peuvent se présenter sous différentes formes suivant les applications : les médias tissés, les feutres ou les non tissés ayant des fibres en vrac, et les papiers filtrants, type fibre de verre (Le Coq, 2006). Un filtre « performant » est caractérisé par une faible perte de charge pour une efficacité élevée (Bémer et al., 2006). Le domaine d'efficacité des filtres est défini selon deux principales normes. La norme EN 779 qui caractérise des filtres de moyenne et haute efficacité, et la norme EN 1822 pour les filtres très haute efficacité. En fonction de l'écoulement ainsi que des propriétés du média et des particules, différents mécanismes interviennent dans la collecte des particules par les fibres du média filtrant. Pour chacun des mécanismes, les interactions entre les particules sont considérées comme négligeables.

1. La diffusion brownienne : Les particules de faible diamètre sont animées d'un mouvement aléatoire appelé « diffusion brownienne ». Ces particules ne suivent pas les lignes de courant du fluide et sont susceptibles de heurter le média fibreux au cours de cette diffusion, comme le montre la **Figure 1-10-(a)**. Plus les particules ont un faible diamètre, en particulier lorsqu'il est inférieure à  $0,1 \mu\text{m}$ , plus le phénomène est prononcé (Le Coq, 2006).
2. L'interception directe : Une particule est captée par interception directe par une fibre si elle est suffisamment légère pour être entraînée par le flux d'air autour de la fibre et si la ligne de courant sur laquelle elle se trouve contourne la fibre à une distance inférieure ou égale au rayon de la particule, **Figure 1-10-(b)**. Ce phénomène est indépendant de la vitesse et il est favorisé par de faibles diamètres de particules, entre  $0,1$  et  $1 \mu\text{m}$ .
3. L'impaction inertielle : Ce mécanisme concerne les particules lourdes et volumiques de diamètre supérieur à  $1 \mu\text{m}$  qui sont susceptibles d'être captées par impaction par les fibres. En raison de leur inertie, ces particules ne peuvent pas suivre les lignes de courant au voisinage des fibres, et en sont donc déviées pour finir leur trajectoire en s'impactant sur les fibres, **Figure 1-10-(c)**. Ce phénomène

est d'autant plus conséquent que le diamètre et donc la masse des particules est élevé.

4. Le tamisage, **Figure 1-10–(d)** est un mécanisme de capture prépondérant lorsque le diamètre des particules est supérieur ou égal au diamètre des pores du média fibreux. Etant données les valeurs importantes de porosité des médias fibreux employés dans les CTA, ce mécanisme de collecte n'intervient pas en début de filtration mais il devient prépondérant au cours du colmatage, après la formation d'un gâteau de particules à la surface du média.
5. Les forces électrostatiques, **Figure 1-10-(e)** interviennent lorsque les particules et/ou le média possèdent une charge électrique. Ce mécanisme comprend trois interactions : la force image, lorsque les particules sont chargées et les fibres neutres ; la force de polarisation, dans le cas où les fibres sont chargées et les particules neutres ; la force coulombienne lorsque les particules et les fibres sont chargées. L'efficacité de ce phénomène décroît rapidement avec le colmatage des fibres, car la formation du gâteau de particules empêche ces interactions électrostatiques (Le Coq, 2006).



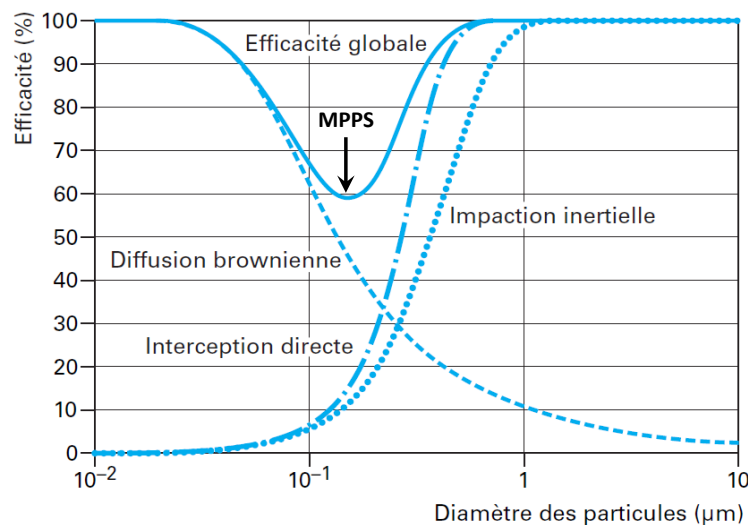
**Figure 1-10 - Représentation des différents mécanismes de collecte de particules par des fibres (Le Coq, 2006)**

Polluants traités : les médias fibreux filtrants permettent de traiter une gamme de particules importante pour des diamètres allant de 0,01 à 100  $\mu\text{m}$ . Ils peuvent aussi permettre une élimination partielle de métaux lourds, de dioxines et de furanes, lorsque ces composés

sont associés à des particules en suspension (Le Cloirec, 2008). Les médias filtrants sont mis en œuvre selon deux principaux types de technologie (Le Coq, 2006) :

- le filtre à manche ou à poche, où le flux gazeux traverse un média de forme cylindrique (manche) ou parallélépipédique rectangle (poche) ;
- le filtre à cartouche ou à cassette, qui consiste en un média fibreux souvent plissé et qui est mis en œuvre sous forme cylindrique (cartouche) ou plan (cassette). Le plissage des médias permet d'obtenir une grande surface de filtration pour un faible volume d'encombrement, et des pertes de charge générées plus faibles, du fait de la réduction de la vitesse frontale au niveau du filtre.

En raison des différents mécanismes qui assurent la collecte des particules par les fibres, l'efficacité d'un média fibreux n'est pas linéaire en fonction du diamètre des particules traitées. En effet, il existe un minimum d'efficacité pour un certain diamètre aérodynamique de particule, appelé MPPS (Most Penetrating Particle Size), **Figure 1-11**. Cette valeur est importante pour la caractérisation des performances du média. La valeur de MPPS varie généralement entre 0,1 et 0,4  $\mu\text{m}$  (Bailly et al., 2001a).



**Figure 1-11 - Exemple de courbes de l'efficacité fractionnelle en fonction du diamètre des particules collectées (Le Coq, 2006)**

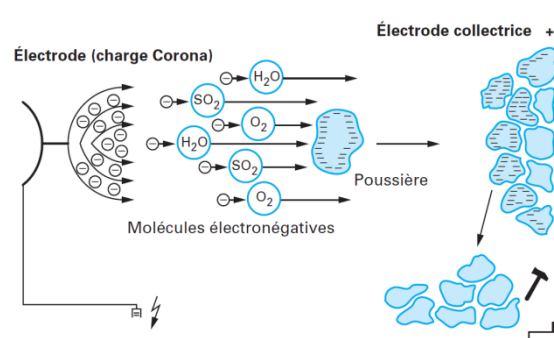
Avantages et/ou inconvénients : il s'agit du procédé le plus efficace pour l'élimination de particules dans un courant gazeux. La consommation énergétique du système de filtration dépend du filtre utilisé. En effet, celui-ci crée des pertes de charge qui augmentent au cours du temps d'utilisation, ce qui conduit à une augmentation de la puissance de ventilation nécessaire pour maintenir un flux d'air constant. Au niveau de la maintenance, il est nécessaire de changer régulièrement les filtres lorsque la perte de charge atteint une valeur

maximale, ce qui engendre un coût supplémentaire (Siret, 2001). Il est à noter qu'en termes de QAI, l'efficacité d'un média fibreux augmente au cours de son utilisation grâce à la formation d'un gâteau de particules à sa surface, à conditions que l'intégrité du média soit maintenue.

Application : l'utilisation du média fibreux filtrant couvre beaucoup de secteurs industriels tel que le traitement des fumées, les salles blanches etc. ou tertiaires via les CTA. Il s'agit du procédé de traitement le plus classique dans le traitement des aérosols et notamment dans les CTA dont le but est de garantir la qualité de l'air.

#### IV.2.B. Electro-filtre

Principe : le fonctionnement d'un électro-filtre, ou électrostatique precipitator (ESP), est fondé sur l'application d'un champ électrique sur les particules à séparer. Les particules en mouvement dans l'air présentent très souvent une charge électrique « naturelle » faible en raison de leur composition chimique, et des phénomènes électrostatiques générés par leur déplacement. Cette charge naturelle est trop faible pour pouvoir donner naissance à une force d'attraction suffisante pour être exploitable (Siret, 2001), et est souvent un phénomène parasite à la capture des particules puisqu'elle peut entraîner l'adhésion indésirable des poussières sur certaines surfaces de l'installation pouvant ainsi provoquer des problèmes de contamination ou de risque d'explosion (Le Coq, 2006). Afin d'éviter ou de maîtriser ces désagréments, et en se basant sur le potentiel de charge d'une particule, l'électro-filtre apporte par un procédé externe une charge électrique suffisante et contrôlée. Les poussières sont ainsi chargées par ionisation de l'effluent gazeux qui les porte, sous l'action d'une forte tension électrique négative de plusieurs dizaines de kilovolts appelée effet couronne ou charge Corona. Elles sont ensuite piégées par l'action du champ électrique élevé créé entre l'électrode émissive qui prend la forme d'un fil et une électrode collectrice consistant le plus souvent en une plaque, **Figure 1-12** (Siret, 2001).



**Figure 1-12 - Mécanisme de charge et déplacement des particules dans le champ électrique d'un électro-filtre (Siret, 2001)**

Polluants traités : cette technologie permet de traiter les particules avec de très bonnes efficacités de capture pour une grande gamme de taille, c'est-à-dire pour des diamètres compris entre environ 0,03 et 100  $\mu\text{m}$  (Siret, 2001). Elle peut aussi permettre une élimination partielle de métaux lourds, de dioxines et de furanes, lorsque ces composés sont adsorbés à la surface des particules en suspensions (Le Cloirec, 2008).

Avantages et/ou inconvénients : les électro-filtres doivent être régulièrement décolmatés par vibration, frappage ou lavage des électrodes collectrices afin d'assurer le maintien des performances sur une longue durée. Cependant, comme les médias fibreux, l'efficacité d'un électro-filtre dépend de la taille des particules et présente un minimum d'efficacité pour les diamètres aérodynamiques compris entre 0,2 à 0,5  $\mu\text{m}$ . En effet, pour cette gamme, la taille des aérosols est trop grande pour que les mécanismes de diffusion brownienne interviennent dans les chocs particules-ions conduisant à la charge électrique, et trop petite pour que ces chocs aient lieu par impaction inertielle des particules portées dans un écoulement turbulent (Le Coq, 2006). La résistivité des particules est également un paramètre influençant l'efficacité du procédé. Enfin, un inconvénient majeur est la formation d'ozone, de sous produits issue de l'ionisation de COV, d'ultrafines particules ( $<0.1 \mu\text{m}$ ) et de  $\text{NO}_x$  (Luengas et al., 2015).

Application : il existe différentes technologies d'ESP, qui dépendent essentiellement de la forme des électrodes d'émission et de collecte, mais également de l'association du principe d'électro-filtration avec un autre phénomène physique participant à la capture des particules, comme l'effet Venturi, ou bien évitant le colmatage de l'électrode collectrice par le lavage des parois (Siret, 2001). L'électrofiltre peut être utilisé dans des CTA si la consommation énergétique et le volume occupé correspondent au cahier des charges et si elle est combinée à des procédés de traitement de l' $\text{O}_3$  et des  $\text{NO}_x$ .

#### IV.2.C. Séparateur à effet centrifuge

Principe : le fonctionnement des séparateurs centrifuges ou cyclones repose sur la mise en mouvement de rotation des particules. L'effet de la force centrifuge créé par ce mouvement conduit au déplacement des particules vers les parois où elles sont collectées (Siret, 2001).

Polluants traités : les cyclones permettent l'élimination des poussières sous l'action des forces inertielles agissant sur ces particules portées par l'air et soumises aux effets centrifuges, c'est-à-dire les particules dont le diamètre est compris entre environ 2 et 1 000  $\mu\text{m}$  (Le Coq, 2006). Il existe plusieurs types de cyclones :



- les cyclones à entrée latérale. Ce sont les plus classiques puisqu'ils permettent de générer, du fait de l'entrée tangentielle, un écoulement hélicoïdal pour de faibles pertes de charge (Le Coq, 2006) ;
- les cyclones à entrée axiale. Ils nécessitent la présence d'aubes de mise en rotation de l'air en entrée du système afin de générer les effets centrifuges nécessaires au fonctionnement du cyclone. La présence des aubes entraîne des pertes de charge supérieures à celles des cyclones à entrée latérale pour une même gamme d'utilisation (Le Coq, 2006) ;
- les électro-cyclones. Ils sont constitués d'une électrode centrale chargeant les particules qui sont ensuite attirées à la paroi. Les résultats expérimentaux démontrent une meilleure efficacité, en particulier pour les particules submicroniques. Toutefois, pour que l'effet électrostatique puisse s'exprimer, il faut un temps de séjour assez long, ce qui est en quelque sorte contraire avec le principe même du cyclone. Ces appareils sont relativement peu utilisés (Siret, 2001) ;
- les multi-cyclones. Ils consistent en une association en parallèle de plusieurs cyclones de petite dimension. Le faible diamètre des cyclones permet d'atteindre des efficacités de filtration supérieures et des seuils de coupure plus faibles que ceux obtenus pour un cyclone simple, jusqu'à 2  $\mu\text{m}$  (Le Coq, 2006). Pour obtenir l'efficacité maximale d'un multi-cyclone, il faut veiller avec un soin particulier à la répartition du gaz entre les différentes cellules, ainsi qu'à l'évacuation des résidus.(Siret, 2001).

Avantages et/ou inconvénients : d'une manière générale, pour des diamètres et des densités de particules comparables, l'efficacité des cyclones est plus grande pour des aérosols liquides que solides. De même, plus l'efficacité désirée est élevée, plus la perte de charge est grande et plus la consommation en énergie est importante (Siret, 2001).

Application : les séparateurs centrifuges ne sont pas adaptés pour les particules fines et ultra-fines. Mais ils sont tout à fait adaptés à des applications de dépoussiérage ou dévésiculation grossières en milieu industriel.

#### IV.2.D. Absorption : transfert gaz-liquide

Principe : l'absorption repose sur le transfert de matière d'un ou plusieurs composés d'une phase gazeuse vers une phase liquide, modélisé principalement par la loi de Fick. Ce transfert de matière s'effectue au sein d'un contacteur ou réacteur dont le but est de favoriser l'échange de matière en mettant les deux phases en contact. Ces unités de mises en contact sont aussi

appelées laveurs ou laveurs humides dans le cadre du traitement des poussières. Il existe deux principaux types d'absorbeur (Roustan, 2004) :

- à bulles, où le gaz à traiter est injecté sous forme de bulles dans le liquide ;
- à gouttes, où le liquide est pulvérisé sous forme de gouttes dans le gaz.

Les solutions de lavage peuvent être de l'eau, des suspensions de chaux, des solutions acides (ex :  $H_2SO_4$ ), basiques (ex : NaOH) ou oxydantes (ex : eau de Javel : NaOCl) ou encore des huiles lourdes dans le cas de composés hydrophobes. Les liquides réactifs permettent d'accélérer les transferts par des réactions acido-basiques ou d'oxydation de l'absorbât au sein du liquide (Le Cloirec, 2008).

Pour la capture des particules, le mécanisme dominant est celui de l'impaction par inertie, soit d'une particule à la paroi dans le cas par exemple des colonnes à garnissage, soit d'une particule avec une goutte pulvérisée pour le cas des laveurs en pluie ou à courant croisé. D'autres phénomènes jouent également comme les effets électrostatiques ou de condensation par abaissement de la température (Siret, 2001).

Polluants traités : ce procédé propose des solutions pour traiter des effluents gazeux tels que (Roustan, 2004) :

- des atmosphères contenant des COV de type composés oxygénés : acides gras volatils, alcools, cétones, dérivés chlorés ;
- des fumées de combustion contenant des  $NO_x$ , du  $SO_2$  ou du HCl ;
- des gaz acides à base de HCl, HF,  $H_2S$  et  $CO_2$  ;
- des effluents odorants soufrés, azotés ou oxygénés ;
- des poussières, par entraînement mécanique (Le Cloirec, 2008).

Avantages et/ou inconvénients : ce procédé permet l'abattement combiné de gaz ainsi que de particules. Le principal inconvénient est que dans tout type d'absorbeur, les polluants sont transférés dans un liquide qui doit ensuite être purifié. Plusieurs types de technologie peuvent être répertoriés (Siret, 2001) :

- les colonnes à garnissage et à plateaux. Les premières étaient historiquement utilisées pour l'absorption des gaz comme HCl ou  $SO_2$ , elles permettent aussi de traiter les poussières d'autant plus efficacement que le garnissage est structuré. Cependant, l'efficacité est mauvaise pour traiter les particules submicroniques. Les laveurs à garnissage et à plateaux sont employés davantage pour l'absorption de gaz que le dépolluierage ;
- les laveurs à pulvérisation. Deux technologies existent : les laveurs « en pluie » qui pulvérisent du liquide de haut en bas et les laveurs à courant croisé qui pulvérisent le

liquide perpendiculairement à l’effluent gazeux. Un tel choix est effectué lorsque la crainte d’un colmatage dû à une accumulation au cours du temps de solides dans le garnissage mis en œuvre est forte. Ils sont très utilisés pour le traitement des gaz mais du point de vue du dépoussiérage, ils présentent un abattement assez faible des particules (Le Coq, 2006) ;

- les intercepteurs à mousse. De la mousse, contenant des agents surfactants ou des produits tensio-actifs, est générée et est traversée par l’écoulement gazeux. L’efficacité dépend du temps de contact entre le fluide et la mousse, qui est généralement de l’ordre de la minute. L’avantage est la faible valeur de perte de charge ; cependant le procédé est onéreux de par le coût en produit surfactant et il est indispensable de prévoir un système de récupération des mousses ;
- les matelas dévésiculeurs. Ils sont formés d’un entrelacement de fibres, en vrac ou structuré, et sont similaires à un lit de garnissage. L’efficacité est très bonne mais elle se dégrade rapidement pour les particules submicronique ;
- les laveurs type venturi. Ils sont plus conçus pour l’épuration des poussières. L’efficacité est une des plus importantes parmi les laveurs. Cela étant dû à la présence d’une grande énergie cinétique qui facilite les interactions entre le gaz et le liquide.

Le transfert de polluants de la phase gazeuse à la phase liquide est fonction de la solubilité de ces polluants dans la phase liquide.

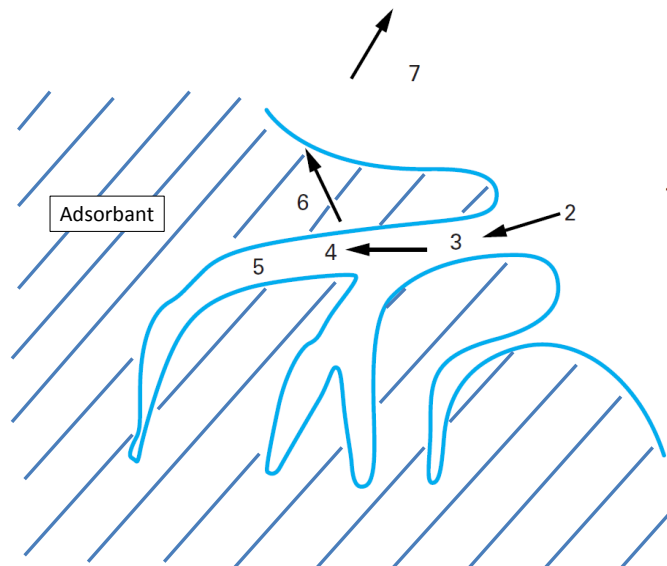
Application : parmi les différents systèmes disponibles, les laveurs à garnissage et les laveurs à pulvérisation sont les plus utilisés. Les absorbeurs sont beaucoup employés dans l’industrie car ils permettent de réduire efficacement les émissions particulaires et les composés solubles comme les gaz acides et les métaux lourds. Ils sont souvent associés à d’autres technologies, en particulier les électro-filtres (Siret, 2001). Dans la catégorie des laveurs humides, il est intéressant de citer les rideaux d’eau permettant de protéger efficacement une ambiance de travail dans un atelier de peinture par exemple (Le Coq, 2006). L’application d’un tel procédé en CTA est difficilement concevable en raison de l’encombrement des colonnes, de la consommation en liquide absorbant, et du post-traitement de ce liquide.

#### IV.2.E. Adsorption : transfert gaz-solide

Principe : l’adsorption est un processus qui repose sur le transfert d’un composé d’une phase gazeuse vers la surface d’un solide poreux. C’est un procédé de mise en œuvre simple

(Le Cloirec, 2003). Les mécanismes de transfert mis en jeu dans ce processus peuvent être détaillés de la manière suivante (**Figure 1-13**) (Le Cloirec, 2003) :

1. transport de la molécule de la phase gazeuse vers le solide ;
2. accumulation dans la couche limite ;
3. diffusion dans le volume poreux du matériau ;
4. adsorption en surface. Cette réaction est exothermique et provoque donc un dégagement de chaleur. Il s'agit soit d'une interaction de faible énergie appelée physisorption et faisant intervenir une liaison de Van der Waals, soit d'une liaison de type covalente appelée chimisorption ;
5. diffusion en surface ;
6. conduction thermique au travers du solide ;
7. convection thermique dans la phase gazeuse.



**Figure 1-13 - Représentation schématique des phénomènes d'adsorption dans une structure poreuse, adaptée de (Le Cloirec, 2003)**

Lorsque les concentrations dans le matériau et dans le fluide sont constantes, un équilibre entre les phases apparaît.

Polluants traités : ce procédé est applicable à de nombreux polluants, dont notamment les composés organiques volatiles (COV), les molécules odorantes, les furanes et les dioxines (Le Cloirec, 2003).

Avantages et/ou inconvénients : ce traitement peut s'appliquer à une large gamme de concentrations allant du gramme par mètre cube au microgramme par mètre cube (Le Cloirec, 2003). Ils présentent des avantages certains en termes d'efficacité de traitement, de rapidité

des cinétiques de transfert, de rusticité et de facilité de fonctionnement ce qui les rend particulièrement intéressants en traitement de l'air (Le Cloirec, 2003). Cependant, le principal inconvénient est qu'au bout d'un certain temps, l'adsorbant est saturé en polluant, par conséquent une opération de désorption est nécessaire pour continuer le traitement. Cette opération de désorption est économique du point de vue de la longévité de l'adsorbant, cependant tous les composés volatils ne peuvent être désorbés. La désorption est souvent thermique en utilisant un four entre 900°C et 1 200°C ou in situ par courant de vapeur surchauffée ou de gaz chaud, mais elle peut aussi être réalisée à pression réduite ou par chauffage intrinsèque, c'est-à-dire par effet joule, infrarouge, induction électromagnétique, ou micro-ondes.

Plusieurs adsorbants, qui sont les supports de la réaction d'adsorption, peuvent être utilisés dans le domaine du traitement de l'air (Le Cloirec, 2003) :

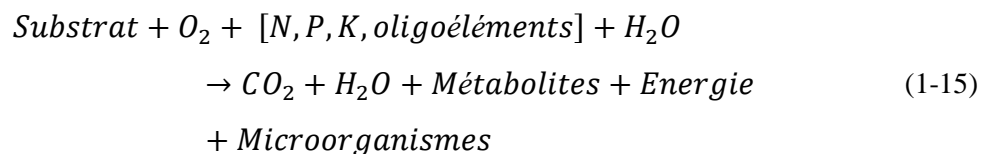
- le charbon actif : adsorbant le plus utilisé. Il est retrouvé sous forme de grains, bâtonnets extrudés ou sous forme de tissus ou de feutres ;
- les zéolithes : souvent utilisés comme desséchant de l'air. L'unité de structure de base est un tétraèdre de  $\text{SiO}_4$  ou d' $\text{AlO}_4$ . Pour le traitement d'émission chargée en polluants, les zéolithes mises en œuvre sont désaluminées et hydrophobes. Les zéolithes sont le plus souvent mises en œuvre dans des roues servant de concentrateur. Il s'agit de systèmes rotatifs d'adsorption et de désorption en continu par un faible débit de gaz chaud et utilisées, par exemple, pour le traitement des émissions de solvants (Le Cloirec, 2008) ;
- le gel de silice : il s'agit d'un acide silicique colloïdal hydraté de type  $(\text{SiO}_2, n\text{H}_2\text{O})$ , et il est largement utilisé pour la dessiccation de l'air ;
- l'alumine activée : issue de la bauxite ( $\text{Al}_2\text{O}_3, 3\text{H}_2\text{O}$ ) thermiquement traitée. Elle est habituellement utilisée comme desséchant ;
- d'autres matériaux adsorbants commerciaux ayant une matrice organique macroréticulée peuvent aussi être utilisés s'ils présentent une grande surface spécifique et un faible diamètre de pores.

Les adsorbants peuvent être mis en œuvre sous forme de lits fluidisés, de lits circulants d'adsorbants, ou plus classiquement des lits fixes d'adsorbants, plus couramment, deux lits d'adsorbants avec un système en régénération fonctionnent alternativement (Le Cloirec, 2003). Un procédé innovant a été développé industriellement. Il consiste à adsorber les COV sur un module de tissu de carbone activé et de régénérer le filtre par passage d'un courant électrique permettant la désorption (Subrenat and Le Cloirec, 2004).

Application : la mise en œuvre de technologies de traitement d’air fiables et performantes place les procédés par adsorption parmi les techniques attractives et opérationnelles dans un grand nombre d’applications industrielles. Ce procédé de traitement peut être adaptable à une application en CTA dans la mesure où le procédé peut être compact, peu énergivore, et si la maintenance, c'est-à-dire le besoin de régénérer l’adsorbant, est faible.

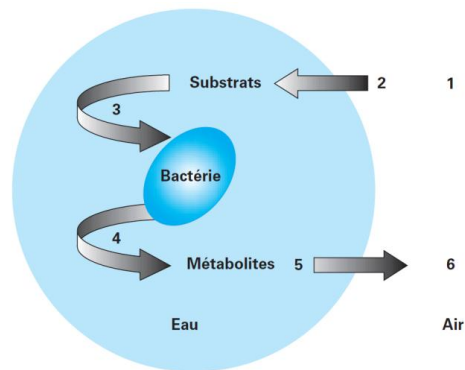
#### IV.2.F. Traitement biologique

Principe : le traitement biologique de l’air repose sur la biodégradation en aérobie par des micro-organismes, tel que les champignons ou les bactéries, de composés organiques, dans le rôle du substrat. Ces réactions d’oxydation s’effectuent obligatoirement en milieu aqueux dans lequel se trouve le consortium microbien, qui est soit immobilisé sur un support, soit libre. La biodégradation est un phénomène complexe qui peut être simplifié par l’équation (1-15). En plus du CO<sub>2</sub> et de l’eau, cette réaction conduit à la formation de métabolites ou sous-produits, à l’apport d’énergie interne aux micro-organismes et permet la multiplication de ces derniers. Dans le cas particulier du traitement de l’air, cette biodégradation est principalement aérobie, c'est-à-dire que le développement des micro-organismes se fait en présence de O<sub>2</sub> (Pré et al., 2004).



De la même façon que pour l’absorption, il convient de mettre en contact la phase gazeuse contenant les polluants, jouant le rôle de substrats, avec la phase liquide contenant les micro-organismes. Apparaissent alors les notions de transfert de matières des polluants d’une phase à l’autre. Ce transfert peut se décomposer en six différentes étapes (**Figure 1-14**) (Pré et al., 2004) :

1. diffusion de la molécule dans la phase gazeuse jusqu’à l’interface gaz-liquide ;
2. transfert du polluant et de l’oxygène dans l’eau par absorption (solubilisation) et diffusion vers la bactérie ;
3. dégradation du substrat par la bactérie qui produit alors des métabolites ou sous-produits de réaction ;
4. transfert des métabolites et diffusion dans l’eau ;
5. transfert des métabolites de l’eau vers l’air, aussi appelé désorption ou stripping ;
6. diffusion des métabolites dans la phase gazeuse.



**Figure 1-14 - Schéma du transfert de matière lors de la biodégradation (Pré et al., 2004)**

Polluants traités : ces procédés sont surtout utilisés pour la dégradation des composés organiques volatils et des molécules odorantes. Les mécanismes de photosynthèse bien connus dans le milieu naturel peuvent également servir pour l'élimination du CO ou du CO<sub>2</sub>.

Avantages et/ou inconvénients : les cinétiques de dégradation sont généralement lentes et demandent donc des temps de contact importants dans le filtre et, par voie de conséquence, de grands volumes filtrants. Cependant, des débits importants supérieurs à 10<sup>5</sup> m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> et des faibles concentrations inférieures à 1 g.m<sup>-3</sup> peuvent être traités par cette technique à température comprise entre 10°C et 40°C (Le Cloirec, 2008).

Trois types de bioprocédés ou de bioréacteurs permettent la mise en œuvre de la biodégradation (Pré et al., 2004) :

- les biofiltres sont constitués d'une colonne à garnissage support des micro-organismes. La biomasse est fixée à la surface du garnissage sous forme de biofilms, c'est-à-dire en phase aqueuse immobile. Le garnissage est souvent un matériau organique d'origine naturelle dont les nutriments et la flore microbienne sont souvent naturellement présents ;
- les filtres percolateurs sont constitués également d'une colonne, contenant un garnissage naturel ou synthétique, qui estensemencée par des boues activées ou des micro-organismes spécifiques. Mais contrairement aux biofiltres, la phase aqueuse contenant les nutriments, et si requis une solution tampon est mobile et ruisselle en continu sur le garnissage. Cette phase liquide permet de fournir les composés pour une activité microbienne optimale, et également d'absorber en continu les polluants présents dans l'air par transfert de matière. Le recyclage de la solution est possible ;
- les biolaveurs permettent de réaliser les étapes de biodégradation et de transfert des polluants séparément. Ils sont souvent constitués de trois éléments : une colonne d'absorption, un bassin de boue activée et un décanteur.

Application : une gestion précise des installations est nécessaire en termes d'ensemencement des garnissages, de préfiltration des gaz, d'humidification de l'air à traiter, etc (Le Cloirec, 2008). Les opérations de maintenance liées au développement des micro-organismes et l'encombrement des colonnes de traitement rendent l'utilisation de cette catégorie de procédé difficile pour une application en CTA.

#### IV.2.G. Neutralisation acido-basique

Principe : le terme de neutralisation correspond aux traitements de correction du pH qui consistent à ramener le pH de l'effluent à une valeur voisine de la neutralité ou à l'intérieur d'une zone de valeurs bien définies (Boeglin, 2002). La mise en œuvre de ce type de traitement est réalisée par des procédés d'absorption par bullage du gaz dans la solution liquide ou par pulvérisation du liquide (Couvert, 2009).

Polluants traités : ce procédé est surtout utilisé pour traiter des émissions chargées en oxyde de soufre issues de la combustion de produits fossiles tels que le charbon et le fuel. La neutralisation, par la chaux en suspension ou sous forme solide, est aussi adaptée aux traitements des gaz contenant des composés acides comme les acides minéraux, le HCl, le HF et le CO<sub>2</sub>, mais aussi des molécules odorantes acides, comme H<sub>2</sub>S ou la famille des mercaptans, ainsi que les acides gras volatils. Les métaux lourds sont aussi bien retenus par des mécanismes d'adsorption et/ou de précipitation lors de l'utilisation de fleur de chaux ou de suspensions de chaux (Ca(OH)<sub>2</sub>) (Le Cloirec, 2008).

Avantages et/ou inconvénients : généralement, les dimensions des procédés sont impressionnantes du fait des débits à traiter (Le Cloirec, 2008). Les mêmes types d'inconvénients que pour les colonnes d'absorption sont à prendre en compte, à savoir principalement les problèmes liés au transfert gaz-liquide dont la solubilisation des polluants de la phase gaz dans la phase liquide.

Applications : ce procédé est adapté aux applications industrielles pour le traitement des gaz acides et des odeurs, en revanche, pour les applications à l'échelle d'une CTA, des contraintes d'encombrement et de traitement de la solution neutralisante apparaissent.

#### IV.2.H. Epurateur autonome

Principe : l'épurateur autonome est une petite « CTA » constitué d'un ventilateur et d'un système de traitement de l'air, comme par exemple un média fibreux filtrant ou un filtre à charbon actif. Il fonctionne indépendamment du réseau de ventilation, et son faible encombrement permet de le déplacer et de le positionner dans les différentes pièces habitées.



Polluants traités : il permet le traitement des particules dont les particules microbiennes par la collecte dans des médias fibreux filtrant, ainsi que des COV et odeurs par l'utilisation de filtre à charbon actif. Certains modèles d'épurateur peuvent également réguler l'humidité (déshumidificateur).

L'utilisation de filtres électrostatiques permet de réduire de manière significative les particules de matières dans les logements, mais pas de façon suffisamment efficace pour atténuer l'effet de la fumée de cigarette (Mallach et al., 2013). En revanche, les épurateurs autonomes composés de filtre haute efficacité ou de filtre électrostatique permettent de réduire de façon significative les particules biologiques d'origine humaine issues des éternuements ou de la toux (Zuraimi et al., 2011).

Avantages et/ou inconvénients : ce type de système de traitement est disponible commercialement, il est généralement peu coûteux, facile d'utilisation, et est relativement silencieux. Par ailleurs, les filtres de remplacement sont facilement disponibles. Cependant, les volumes d'air traités restent souvent faibles ; par conséquent, l'utilisation des épurateurs autonomes se limite à une pièce.

Applications : les épurateurs autonomes peuvent s'appliquer au tertiaire (bureaux, hôtels, salles de réunion, etc.), aux lieux privés accueillant du public (crèches, écoles, cabinets médicaux, etc.), ainsi qu'à certains secteurs industriels. Aux Etats-Unis, les épurateurs autonomes sont présents dans plus de 30 % des foyers ((Hayes et al., 2007) et (Shaughnessy and Sextro, 2006) cité par (Clark et al., 2013)).

### IV.3. Procédés émergents

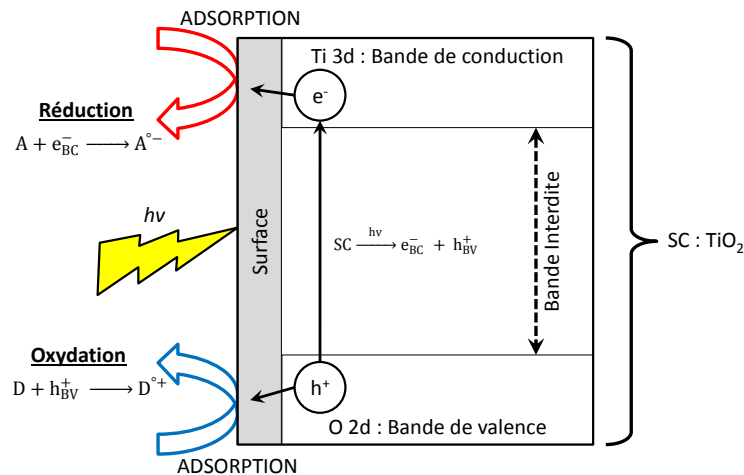
Face notamment à la problématique de transfert de procédés pour des applications QAI, ainsi qu'à la forte consommation énergétique de certains procédés, de nouveaux procédés peu consommateurs d'énergie mais efficaces sont développés.

#### IV.3.A. Photocatalyse

Principe : la photocatalyse, ou photocatalyse hétérogène, peut être définie comme l'action d'un catalyseur qui augmente la vitesse des réactions chimiques thermodynamiquement sous l'action de la lumière, sans intervenir dans le bilan de la réaction. Le photocatalyseur utilisé est un semi-conducteur, souvent du dioxyde de titane, TiO<sub>2</sub>. La photocatalyse hétérogène intervient dans de nombreuses réactions : l'oxydation totale ou partielle, la déshydrogénation, les transferts d'hydrogène, etc. Le principe de fonctionnement repose sur l'irradiation du

photocatalyseur qui, lorsqu’il est en contact avec des donneurs ou des accepteurs d’électrons adsorbés à sa surface, donne lieu à une réaction d’oxydoréduction.

Le dioxyde de titane  $\text{TiO}_2$  est un semi-conducteur (SC), il présente une structure de bande. A partir du schéma des orbitales moléculaires de  $\text{TiO}_2$ , il est possible de définir une bande de valence (BV), constituée des orbitales 2p de l’oxygène, et une bande de conduction (BC), constituée des orbitales 3d des atomes de titane. Ces bandes sont séparées par une bande interdite appelé band gap qui varie selon la forme du  $\text{TiO}_2$  : 3,2 eV pour la forme anatase et 3,02 eV pour la forme rutile. Sous l’effet d’une irradiation UV dont l’énergie ( $h\nu$ ) est supérieure à celle de la bande interdite, un électron ( $e^-$ ) de la bande de valence est promu vers la bande de conduction, se faisant, il laisse un trou ( $h^+$ ) dans la bande de valence, équation (1-16) et **Figure 1-15**. Ces paires  $e^-/h^+$  peuvent migrer vers la surface du matériau où des espèces de la phase fluide peuvent être adsorbées. Suivant les potentiels d’oxydoréduction, l’électron photogénéré peut être transféré vers une espèce adsorbée acceptrice d’électron (A), équation de réduction dans la **Figure 1-15**, pour effectuer une réduction. Parallèlement, le trou photogénéré peut être transféré vers une espèce donneuse d’électron (D), équation d’oxydation dans la **Figure 1-15**, pour oxyder ce composé (Debono, 2011).



**Figure 1-15 - Principe de la réaction de photocatalyse, inspiré de (Debono, 2011), (Maroga Mboula, 2012) et (Nakata and Fujishima, 2012)**

Les composés organiques peuvent réagir de deux manières : soit ils réagissent directement avec les trous ou les électrons photogénérés à la surface de  $\text{TiO}_2$ , soit ils réagissent indirectement par l’intermédiaire des espèces réactives telles que les radicaux hydroxyles,

issus notamment de l’oxydation de l’eau, et superoxydes, issus de la réduction de l’oxygène, à la surface de TiO<sub>2</sub> (Debono, 2011). Le mécanisme global du traitement par photocatalyse repose sur cinq étapes (Guillard et al., 2011) :

- la migration diffusionnelle des réactifs de la phase fluide vers la surface du catalyseur ;
- l’adsorption d’au moins un réactif ;
- la réaction en surface de photocatalyse ;
- la désorption des produits de réaction ;
- la migration diffusionnelle des produits de la surface du photocatalyseur vers le fluide.

Polluants traités : les polluants inorganiques (NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>, CO, NH<sub>3</sub>, etc.), les polluants organiques (pesticides, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényle (PCB), composés organiques volatiles (COV), etc.), ainsi que ceux issus de la microbiologie (bactéries, virus, champignons) par action sur leur viabilité.

Avantages et/ou inconvénients : l’efficacité de la réaction de photocatalyse dépend de plusieurs paramètres : le nombre et le temps de vie des porteurs de charges, les vitesses d’adsorption et de désorption, et la vitesse des réactions mises en jeu. La photocatalyse hétérogène sur matériaux à base de dioxyde de titane, le photocatalyseur le plus utilisé, présente plusieurs avantages (Guillard et al., 2011) :

- une grande disponibilité, un faible coût, une inertie chimique et biologique et une photostabilité dans l’eau et l’air ;
- la réaction se produit à température ambiante et pression atmosphérique ;
- les agents oxydants, tel que l’oxygène de l’air et l’eau, sont disponibles en grande quantité ;
- le coût énergétique peut être négligeable si l’énergie solaire peut être utilisée. Si la lumière artificielle est indispensable, des LED peuvent remplacer avantageusement les lampes actuelles. ;
- il est possible de traiter des gaz faiblement pollués à des débits moyens.

Cependant, la photocatalyse entraîne la formation de sous-produits dont la composition dépend des produits oxydés. Ces mécanismes de formation sont souvent complexes et sont peu connus, mais les sous-produits peuvent être plus stables et plus toxiques que les composés initiaux. Un des sous-produits fréquemment mesuré est le formaldéhyde (Farhanian and Haghghat, 2013).

Applications : en ce qui concerne les applications au traitement de l’air intérieur, il existe des réacteurs autonomes d’épuration de l’air pour le traitement des COV et des micro-organismes, des peintures photocatalytique, des modules adaptés aux moyens de transports ou

aux systèmes de conditionnement de l'air. Néanmoins, il reste de nombreux points à optimiser au niveau de l'efficacité et de la stabilisation au rayonnement visible du dioxyde de titane, notamment pour limiter les coûts dus à l'utilisation d'UV. Un autre point clé est le contrôle de la libération de nanoparticules ou d'intermédiaires réactionnels dans le milieu ambiant, dont le formaldéhyde, ainsi que le vieillissement du matériau (Guillard et al., 2011).

#### IV.3.B. Plasma non thermique

Principe : le plasma peut être défini comme un ensemble d'interactions produites par les électrons, les ions et les espèces neutres au sein d'un gaz ionisé. Il est dit non-thermique ou froid lorsque la température moyenne du gaz reste proche de sa température initiale et de la température ambiante. Cela est valable jusqu'à une centaine de degrés Celsius si l'effet thermique reste modeste.

La formation du plasma résulte d'un transfert d'énergie cinétique vers le gaz, grâce à la présence d'un champ électrique intense qui accélère fortement les espèces ionisées présentes. Le champ électrique intense provoque également une accélération forte des électrons qui entrent en collisions avec des molécules neutres, générant d'autres électrons ainsi que des espèces ionisées positivement. Cette formation d'électrons très énergétiques, appelée aussi avalanche électronique, est capable de rompre les liaisons chimiques des molécules pour former des espèces radicalaires et de transférer une partie de leur énergie pour créer des espèces moléculaires excitées. Cela entraîne un processus d'oxydation permettant d'éliminer les polluants de l'air à traiter (Tatibouët, 2013).

La manière la plus simple d'obtenir ce champ électrique est en soumettant deux électrodes conductrices à une différence de potentiel électrique très importante, sans obtenir d'arc électrique. Pour cela différentes solutions existent (Tatibouët, 2013) :

- maintenir le champ électrique pendant un temps très bref ;
- la décharge couronne ou corona, qui utilise deux électrodes de géométries très différentes, par exemple un fil fin ou une pointe fine et un plan. C'est le cas des filtres électro-statiques ;
- la décharge à barrière diélectrique (DBD), qui consiste à isoler avec un matériau diélectrique une ou les deux électrodes.

L'efficacité globale du système en termes d'oxydation des polluants va étroitement dépendre de la quantité d'énergie qui est injectée dans le plasma ainsi que du volume dans lequel cette énergie est déposée, qui correspond au débit de gaz à traiter circulant dans le réacteur.

Polluants traités : les principaux polluants traités sont les composés organiques volatils (COV), les odeurs, ainsi que les micro-organismes.

Avantages et/ou inconvénients : le principal inconvénient de ce procédé est la formation de sous-produits, en particulier l'ozone, dont la concentration en sortie peut dépasser les 100 ppm(v), alors qu'en France la réglementation impose 0,1 ppm(v) pour une exposition courte et 0,2 ppm(v) pour une exposition de huit heures, et des oxydes d'azote.

La présence d'un catalyseur solide adapté de type charbon actif, zéolithe ou oxyde de manganèse, permet la décomposition rapide de l'ozone à température ambiante (Mizuno, 2013). Dans certains cas, des catalyseurs sont capables d'utiliser l'ozone pour améliorer l'élimination de polluants résiduels. La présence d'un catalyseur, souvent à base d'oxyde de manganèse, permet également d'augmenter l'efficacité énergétique du traitement (Tatibouët, 2013).

Applications : d'une manière générale, le traitement par l'utilisation du plasma nécessite une filière composée d'un filtre à particules pour éviter l'empoussièrement, du générateur de plasma, d'un catalyseur pour éliminer les sous-produits, et un adsorbant en fin de traitement. Avec des progrès pouvant être réalisés en termes de rendement énergétique, d'efficacité du catalyseur et de géométrie du système de génération de plasma, le procédé de traitement par plasma non thermique pourrait constituer une alternative aux autres traitements innovants. Il reste en effet prometteur au niveau du coût en énergie et de sa compacité (Tatibouët, 2013). Une application en CTA peut donc être envisageable. Une autre piste d'un traitement efficace peut être l'association de la technologie de plasma avec celle de la photocatalyse, qui permettrait une élimination des COV très efficace (Maciucă et al., 2012).

#### IV.3.C. Procédé hybride adsorption-ozonation

Principe : ce traitement couple deux techniques : l'adsorption sur zéolithes et l'oxydation par ozone. Il est mis en œuvre sur un seul et même réacteur, fonctionnant à pression et température ambiante. Le fonctionnement de ce procédé se décompose en plusieurs phases. La première phase est l'adsorption des COV de manière continue dans le milieu poreux. La seconde phase est la régénération du matériau adsorbant par une oxydation via un courant d'air ozoné. La concentration en polluants dans les pores permet ainsi de favoriser les cinétiques de réaction des composés difficilement oxydables. Par ailleurs, le traitement étant réalisé à température ambiante, la formation d'oxydes d'azote et de dioxines peut être évitée. Les zéolithes sont choisies comme support d'adsorption et d'oxydation en raison de leurs propriétés physico-chimiques, qui leur permettent de conserver leurs capacités à adsorber les

molécules organiques et de résister à l'oxydation. Les zéolithes utilisées sont synthétiques et désaluminés avec un rapport d'atome Si/Al supérieur à 10 pour être hydrophobes (Manéro and Monneyron, 2005).

Polluants traités : ce procédé hybride permet de traiter principalement les COV de type hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, les cétones, les aldéhydes, les esters et les chlorés (Manéro and Monneyron, 2005).

Avantages et/ou inconvénients : ce couplage de procédés s'adapte bien aux faibles débits ( $< 2\ 000\ \text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ) et aux faibles concentrations ( $< 5\ \text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Les intérêts majeurs de ce type de procédés hybrides sont (Manéro and Monneyron, 2005) :

- la zéolithe conserve sa capacité de fonctionnement pour plusieurs cycles d'adsorption/désorption et elle n'est pas altérée par l'ozonation ;
- l'analyse des gaz en aval du procédé montre une absence d'ozone et la présence de produit d'oxydation sous forme de traces. L'oxydation des molécules organiques est totale ;
- les bilans sur l'oxygène ont montré que l'ensemble de l'ozone introduit était utilisé pour l'oxydation des COV. Les décompositions parasites de l'ozone sont très faibles.

Applications : ce type de procédé peut s'appliquer aux CTA dans la mesure où il est capable de s'adapter à un faible débit et faibles concentrations. Néanmoins, les sous-produits de la réaction doivent être bien maîtrisés, et la création d'un courant d'ozone ne doit pas nuire à la QAI.

#### IV.3.D. Traitement par adsorption-électrodésorption

Principe : ce traitement repose sur le même principe que l'adsorption, seule la mise en œuvre de l'adsorbant et son moyen de désorption varie. Il s'agit de mettre en œuvre du charbon actif sous forme de tissu tissé ou tricoté. Le tissu permet d'obtenir des porosités d'adsorbant élevées, et donc des surfaces spécifiques plus importantes, ce qui améliore ainsi l'efficacité.

La régénération du média par chauffage électrique intrinsèque des tissus permet la désorption tout en limitant les transferts thermiques intermédiaires. Pour la plupart des COV, les températures de désorption sont comprises entre 60°C et 150°C. La montée en température du matériau étant très rapide de 2 à 5°C par seconde en configuration industrielle, la durée de régénération est réduite à l'ordre de la dizaine de minutes.

Polluants traités : ce procédé est applicable à de nombreux polluants traités par adsorption, dont notamment les COV, les molécules odorantes, les furanes et les dioxines (§ IV.2.E. Adsorption : transfert gaz-solide).

Avantages et/ou inconvénients : en raison des grandes surfaces d’échange développées par la forme fibreuse, les cinétiques de transfert externe sont 5 à 10 fois plus rapides qu’avec des grains. Les capacités d’adsorption maximales restent les mêmes qu’avec les adsorbants en grain, sauf à faible concentration, où le tissu est plus adsorbant. La configuration géométrique des adsorbants est principalement de deux types : cylindrique plissé, ou cylindrique enroulé. L’encombrement de tels filtres est ainsi moindre comparativement aux colonnes d’adsorption à garnissage (Subrenat and Le Cloirec, 2004).

Applications : ce système de traitement est principalement utilisé de manière industrielle en continu avec l’utilisation de deux filtres en parallèle. Il peut être envisagé pour une application en CTA, si l’adsorbant a une durée de vie importante et si la désorption des médias saturés peut être réalisée de manière économique.

#### IV.3.E. Traitement combiné filtration-adsorption

Principe : un média filtrant et un média adsorbant sont combinés dans le but de traiter plusieurs polluants de différentes natures. La mise en forme peut être réalisée en intercalant comme un sandwich des grains de charbon actif entre deux couches de filtres, en déposant du charbon actif en poudre sur un média fibreux (Agranovski et al., 2005), en laminant des fibres de charbon actif et des fibres de média filtrant (Yang et al., 2004), ou en déposant les fibres des différents médias simultanément lors de la conception par le procédé de « meltblown » (Huang et al., 2004; Lorimier, 2005).

Polluants traités : la combinaison des deux procédés permet de traiter de manière simultanée les polluants propres à chaque système de traitement, c’est-à-dire les particules par filtration et les composés organiques volatils, les molécules odorantes, les furanes et les dioxines grâce à l’adsorbant.

Avantages et/ou inconvénients : la mise en œuvre des médias combinés fait souvent intervenir des résines qui peuvent obstruer les pores de l’adsorbant. Il en est de même pour les particules collectées qui peuvent bloquer l’accès aux pores des molécules de gaz à éliminer. Ainsi, une percée immédiate du gaz à traiter peut être observée. Cependant, la mise en place de ce système permet de réduire le volume d’occupation du procédé. Il a été montré pour des médias de type « meltblown » que pour un diamètre de fibre moyen inférieur à 5 µm, le

traitement combiné fonctionnait de manière efficace, en tenant compte de la proportion de chaque média (Lorimier, 2005).

Applications : ce type de traitement est principalement développé dans le domaine de l’aéronautique et de l’automobile où le procédé de traitement doit occuper le moins de volume possible (Lorimier, 2005).



## V. Conclusion

Cet état de l’art a permis tout d’abord d’inventorier les polluants atmosphériques rencontrés en zone urbaine et susceptibles d’être transférés dans les bâtiments via les systèmes de ventilation. Hormis les particules microbiennes, ces polluants sont essentiellement de source anthropique, issus principalement des transports routiers.

L’ensemble des systèmes de ventilation de l’habitat a été décrit. Ainsi les différentes zones de transfert des polluants atmosphérique vers l’intérieur du bâtiment ont été identifiées. Cela permettra de pouvoir mieux implanter les procédés de traitement dans l’habitat. Par ailleurs, la connaissance des débits de ventilation réglementaires va permettre également de dimensionner correctement les procédés en termes de conditions aérauliques de fonctionnement.

Au regard des différents polluants cibles, il n’existe pas de procédé unique permettant de traiter efficacement les particules et les gaz étudiés simultanément en accord avec les objectifs de qualité de l’air. Ainsi différents procédés devront être choisis pour l’abattement des polluants atmosphériques. Le choix des procédés de traitement à mettre en œuvre devra donc se faire sur la base de critères économiques, sanitaires, notamment par l’absence de formation de sous-produits de dégradation, et d’adaptabilité des conditions opératoires à l’habitat.

## Chapitre 2

# Etablissement de la méthodologie générale de l'étude

## I. Introduction

Ce deuxième chapitre de thèse consiste à exploiter les enseignements de la précédente partie bibliographique pour mettre au point la méthodologie générale de l'étude visant à étudier le transfert des polluants atmosphériques dans l'air intérieur via les systèmes de ventilation.

Tout d'abord, les polluants de l'étude sont identifiés de même que leurs niveaux de concentration en zones urbaines. Ensuite, les procédés les mieux adaptés pour traiter ces polluants tout en respectant les contraintes liées à l'habitat individuel seront sélectionnés. Le taux d'abattement maximal pour les polluants sera calculé pour connaître les objectifs de traitement à atteindre. La mise en œuvre du procédé dans un bâtiment individuel sera décrite, notamment en termes d'implantation dans le système de ventilation. Finalement, la méthodologie expérimentale générale suivie au cours de la thèse sera décrite.

## II. Polluants atmosphériques cibles de l'étude

### II.1. Identification des polluants et représentation au laboratoire

L'état de l'art du chapitre 1 permet tout d'abord de sélectionner les polluants atmosphériques rencontrés en zone urbaine et susceptibles d'être transférés dans les bâtiments via les systèmes de ventilation. La liste des polluants retenus est présentée dans le **Tableau 2-1**. Hormis les particules microbiennes, ces polluants sont de source anthropique, issus principalement des transports routiers. A noter, le SO<sub>2</sub> n'est pas considéré dans l'étude.

Chacun des polluants cibles est représenté par un polluant « modèle » pour l'ensemble des essais en laboratoire. Les polluants modèles sont sélectionnés, entre autres, pour leur facilité de mise en œuvre. Comme décrits dans le **Tableau 2-1**, les particules microbiennes sont représentées par la moisissure *Penicillium chrysogenum*, les particules non biologiques PM<sub>2,5</sub> et les HAP lourds sont assimilés à des particules de suie, les PM<sub>10</sub> à des particules de riz micronisé, les HAP légers et les BTEX sont représentés par le toluène, et les NO<sub>x</sub> sont assimilés au NO<sub>2</sub>.

**Tableau 2-1 - Polluants cibles de l'étude et polluants « modèles » au laboratoire**

Polluants cibles	Polluants « modèles » au laboratoire
Particules non-biologiques : PM <sub>10</sub> et PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub> : Riz micronisé PM <sub>2,5</sub> : Suie
Particules microbiennes	Moisissure : <i>Penicillium chrysogenum</i>
BTEX (Benzène, Toluène, Ethyl Benzène, Xylène)	Toluène
HAP	Lourds représentés par : Suie Légers représentés par : Toluène
NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>

### II.2. Niveaux de concentrations des polluants atmosphériques dans l'air urbain

Les niveaux de concentration des polluants en atmosphères urbaines ont été évalués à partir des concentrations relevées par les différentes stations de mesures de trois organismes de surveillance de la qualité de l'air, à savoir Air Pays de Loire, Air Paris et Air Rhône-Alpes. Les valeurs maximales des concentrations moyennes annuelles des différents polluants en µg.m<sup>-3</sup>, données par les trois organismes, sont présentées dans le **Tableau 2-2**. Les valeurs

présentées pour Air Pays de Loire ont été relevées en 2012 et celles pour Air Paris et Air Rhône-Alpes sont les valeurs maximales entre 2008 et 2012.

**Tableau 2-2 - Concentrations moyennes annuelles maximales des polluants atmosphériques cibles (Air Rhône-Alpes, Air Pays de Loire et Air Paris)**

Polluant	Concentration moyenne annuelle maximale ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )		
	Air Rhône-Alpes	Air Pays de Loire	Air Paris
PM <sub>10</sub>	33	26	30
PM <sub>2,5</sub>	25	18	21
NO <sub>2</sub>	76	41	45
NO	24	-	21
Benzène	2,0	2,6	1,5
Ethyl Benzène	2,8	1,4	1,0
Toluène	6,7	9,3	5,0
o-Xylène	3,3	2,2	1,3
m+p-Xylène	9,8	4,9	3,1

Les valeurs maximales de concentration parmi les trois organismes de surveillance de la qualité de l'air (valeurs surlignées) serviront de base de références pour le dimensionnement du procédé de traitement et des pilotes expérimentaux, notamment pour la génération des polluants.

Verrou technique : il est important de noter que les concentrations mesurées par les différents organismes de surveillance de la qualité de l'air sont relativement faibles. Cela pose des problèmes de génération et de mesure des polluants. Pour avoir une génération stable des polluants ainsi que des concentrations supérieures aux limites de détection et de quantification des appareils de mesure, les concentrations en polluants générées devront être plus importantes lors des essais au laboratoire.

Levier : des concentrations moyennes horaires maximales ont également été relevées par Air Paris. Ces valeurs représentent des pics de concentration et sont égales à  $238 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les PM<sub>10</sub>,  $208 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les PM<sub>2,5</sub>,  $255 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour le NO<sub>2</sub> et  $733 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour le NO. La génération de ces niveaux de concentration pour les essais expérimentaux au laboratoire peut permettre de pallier les limites de détection et de quantification des appareils de mesure et également garantir une meilleure stabilité de génération. La durée de génération des polluants sera ensuite adaptée afin que la quantité générée soit la même que pour la concentration

moyenne annuelle maximale. A noter, aucun organisme de mesure ne donne de concentration horaire moyenne maximale pour les BTEX. En supposant la pollution des BTEX similaire à la pollution des NO<sub>x</sub>, le même ratio entre les concentrations moyennes annuelles et les concentrations moyennes horaires que pour les NO<sub>x</sub> sera donc pris pour les BTEX.

### III. Procédés de traitement de l'air multi-polluants étudiés

#### III.1. Sélection des procédés de traitement

Au regard des différents polluants cibles, il n'existe pas de procédé unique permettant de traiter efficacement les particules et les gaz étudiés simultanément. Le choix des procédés de traitement à mettre en œuvre pour l'abattement des polluants atmosphériques s'est fait sur la base de critères économiques, sanitaires, notamment par l'absence de formation de sous-produits de dégradation, et d'adaptabilité des conditions opératoires aux systèmes de ventilation de logement de type individuel. Le **Tableau 2-3** récapitule de manière qualitative les performances des différents procédés vis-à-vis des polluants de l'air extérieur. Ainsi, quatre procédés dont les conditions opératoires sont difficiles en termes de compacité et de maintenance ne sont pas adaptables pour une CTA de maison individuelle : les séparateurs centrifuges, l'absorption, la neutralisation acido-basique et les traitements biologiques. Par ailleurs, l'objectif étant d'améliorer la QAI, tous les procédés entraînant la formation possible de sous-produits n'ont pas été retenus, c'est-à-dire : les électro-filtres, la photocatalyse, le plasma non thermique et le procédé hybride d'adsorption-ozonation. Finalement, les deux procédés de purification retenus sont :

- la filtration par média fibreux permettant de collecter les particules ;
- l'adsorption à l'aide de charbon actif permettant de traiter les polluants gazeux.

Concernant les  $\text{NO}_x$ , les procédés efficaces font intervenir des réactions catalytiques à haute température, ce qui n'est pas adaptable pour une CTA, ou une imprégnation du matériau adsorbant par du KOH par exemple. Néanmoins, un abattement limité du  $\text{NO}_2$  par adsorption sur charbon actif est supposé (Bashkova and Bandosz, 2009; Florent et al., 2013) et devra être évalué durant l'étude expérimentale.

La mise en œuvre de ces deux procédés, filtration et adsorption, peut se faire soit en deux étages de traitement successifs, soit à l'aide d'un média combinant les deux procédés.

**Tableau 2-3 - Evaluation qualitative des performances de traitement de différents procédés vis-à-vis des polluants cibles**

Polluants	Procédés de filtration par média fibreux	Electro-filtre	Séparateur à effet centrifuge	Absorption	Adsorption	Traitements biologiques	Neutralisation acido-basique	Photocatalyse	Plasma non thermique	Procédé hybride adsorption-ozonation	Traitement par adsorption-électrodésorption
PM <sub>10</sub>	+++	+++	+++	+++		+++	+++				
PM <sub>2,5</sub>	+++	+++	++	++		++	++				
Micro-organismes	+++	+++	+	+		+	+	+++	+++		
COV				+++	+++	+++		+++	+++	+++	+++
NO <sub>x</sub>				+++	++			++	++		++
Remarque		Formation de sous-produits						Formation de sous-produits	Formation de sous-produits	Formation de sous-produits et utilisation d'O <sub>3</sub>	
<b>Adaptable aux CTA</b>	Oui	Oui*	Non	Non	Oui	Non	Non	Oui*	Oui*	Oui*	Oui

+ : Efficacité faible  
 ++ : Efficacité moyenne  
 +++ : Efficacité importante

\* Oui si la formation de sous-produits de réaction est bien maîtrisée



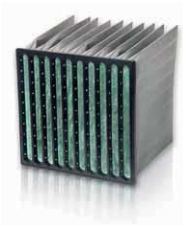




### III.2. Matériaux filtrants et adsorbants testés

Différents matériaux ont été choisis, afin de représenter la diversité des filtres et adsorbants commerciaux pouvant être mis en œuvre dans les VMC des logements. Trois solutions sont étudiées (**Tableau 2-4**) :

- un filtre combiné d'efficacité F7 vis-à-vis des particules (selon la norme EN779:2012), constitué de fibres de verre et de grains de charbon actif, permettant la filtration des particules et l'adsorption des gaz en un seul étage de traitement. Ce type de filtre est utilisé dans les CTA des bâtiments recevant du public et des bâtiments tertiaires ;
- la deuxième solution est constituée de deux étages de traitement. Le premier étage est composé d'un filtre M5 ou M6 (selon la norme EN779:2012), en fibres de polyester pour la filtration des particules. Ces filtres sont couramment utilisés pour des bâtiments recevant du public et des bâtiments tertiaires. Par ailleurs, il est important de noter que le filtre M6 testé est électret. Le deuxième étage est composé d'un tissu de fibres de charbon actif pour l'adsorption des gaz ;
- la troisième solution est également constituée de deux étages de traitement et plus précisément de filtres commerciaux issus de la grande distribution, commercialisés pour un système de VMC double flux. La composition et l'efficacité du média fibreux filtrant et de l'adsorbant sont inconnues. Cette combinaison de traitement sera la « référence » en termes de performances de traitement.

La caractérisation des matériaux testés et l'évaluation de leurs performances vis-à-vis des polluants modèles utilisés au laboratoire seront présentées dans le chapitre 3. L'objectif est de sélectionner la solution qui est la plus favorable en termes de performances pour une implantation dans la VMC d'une maison individuelle.

**Tableau 2-4 – Présentation des 3 solutions de traitement testées**

Solution 1	Solution 2	Solution 3
Filtre F7 combiné (Camfil)	Etage 1 : Média fibreux M5 ou M6 (électret) (Camfil)	Etage 1 : Média fibreux HBH-F (HBH Ventilation)
		
	Etage 2 : Tissu de charbon actif TCA (Zorflex)	Etage 2 : Adsorbant HBH- CA (HBH Ventilation)
		

### III.3. Taux d'abattements « guide »

Le taux d'abattement « guide » des polluants cibles par les procédés sélectionnés est calculé à l'aide des valeurs moyennes horaires maximales de concentration,  $C_{horaire-max}$ , quand elles existent, et des valeurs guides issues de l'OMS (WHO, 2010),  $C_{OMS}$ , équation (2-1). Pour les BTEX et les  $NO_x$  les valeurs guides respectives du benzène et du  $NO_2$  ont été utilisées étant donné que les autres polluants n'ont pas de valeurs guides. L'ensemble des valeurs guides et des taux d'abattement sont récapitulés dans le **Tableau 2-5**, les concentrations sont exprimées en  $\mu g.m^{-3}$  et en ppb(v) pour les polluants gazeux (en équivalent  $NO_2$  pour les  $NO_x$  et en équivalent toluène pour les BTEX).

$$\tau_{abattement-guide} = \frac{C_{horaire-max} - C_{OMS}}{C_{horaire-max}} \quad (2-1)$$

Tableau 2-5 – Valeurs guides OMS (WHO, 2010) et objectifs d'abattement des polluants

Polluant	Valeurs guides OMS		Taux d'abattement « guide »
	( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )	(ppbv)	(-)
PM <sub>10</sub>	50	(-)	0,8
PM <sub>2,5</sub>	25	(-)	0,9
BTEX	2	0,5	0,9
NO <sub>x</sub>	200	106	0,8

A noter qu'en l'absence de données dans les stations de surveillance de la qualité de l'air sur les concentrations microbiennes ou encore de valeurs guides OMS (WHO, 2010), aucun objectif d'abattement n'a été fixé pour cette catégorie de polluant.

A l'issue des différents essais expérimentaux, les performances de traitement des matériaux seront comparées avec le taux d'abattement maximal pour vérifier l'accord des procédés choisis avec les objectifs de qualité de l'air

### III.4. Verrous scientifiques

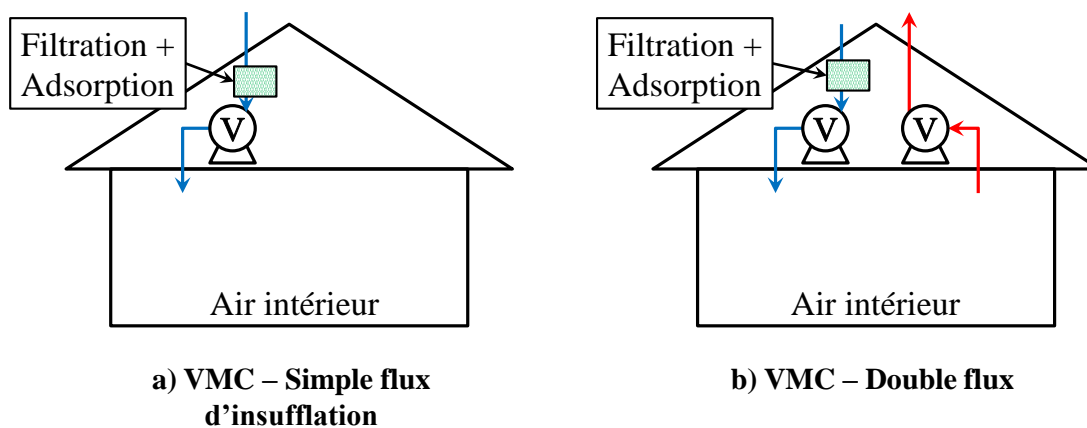
La mise en place d'un adsorbant dans le procédé de traitement conduit à la saturation de ce dernier (Le Cloirec, 2003). Par conséquent, une méthode de régénération doit être mise en œuvre pour prolonger la durée de vie du matériau, et donc du procédé de traitement sans dégrader la QAI.

Le colmatage d'un média fibreux filtrant conduit à l'accumulation de particules sur le filtre, en particulier des particules microbiennes. Ces dernières peuvent se développer au sein du filtre lorsque la quantité de nutriments (particules organiques) et l'humidité sont suffisantes (Hamada and Fujita, 2002). Le développement microbien sur les filtres employés dans le procédé de traitement peut alors conduire à la dégradation de la QAI par aérosolisation des micro-organismes dans l'air et par la détérioration du filtre.

## IV. Mise en œuvre du procédé de traitement multi-polluants dans une maison individuelle

### IV.1. Système de renouvellement de l'air

Le procédé de traitement ayant pour objectif de limiter le transfert des polluants de l'extérieur vers l'intérieur du bâtiment, doit être mis en œuvre dans un système de ventilation mécanique comprenant un flux d'insufflation afin de permettre l'abattement des polluants atmosphérique entrant dans le bâtiment. Les VMC simple flux par insufflation et les VMC double flux présentent ce flux d'insufflation, **Figure 2-1**. Cependant, en raison des contraintes liées à la surpression et à l'impossibilité d'utiliser un échangeur pour économiser de l'énergie, la VMC à simple flux d'insufflation est très peu utilisée. Ainsi pour la suite de l'étude, seul le système de VMC double flux sera retenu.



**Figure 2-1 - Systèmes de ventilation pouvant recevoir le procédé de traitement**

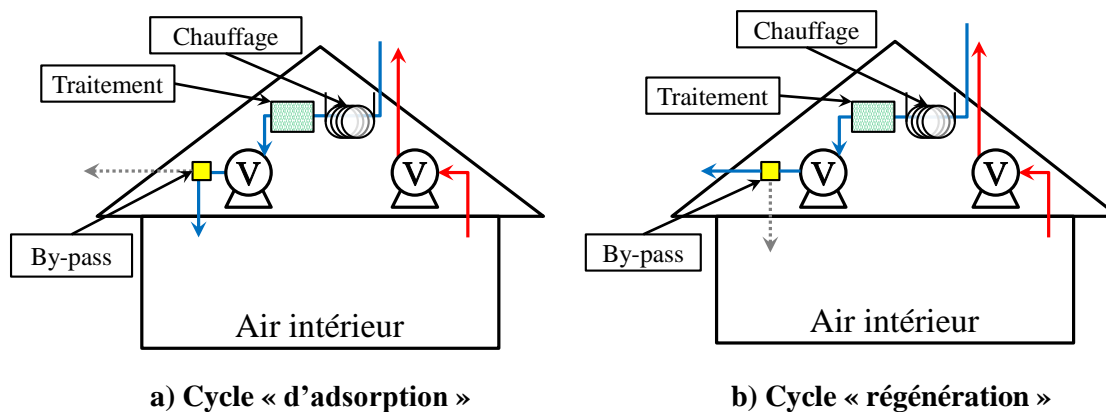
### IV.2. Implantation du procédé dans le système de ventilation

Le module de traitement de l'air extérieur contenant les procédés de filtration et d'adsorption peut être réalisé soit en 2 étages soit de manière combinée. Il doit s'implanter sur le réseau d'insufflation d'air de la VMC pour purifier l'air extérieur insufflé dans le logement individuel. Cependant, l'utilisation d'un filtre et d'un adsorbant impose des opérations supplémentaires de maintenance liées au colmatage du filtre et à la saturation de l'adsorbant.

Pour s'affranchir en partie de la saturation de l'adsorbant, une batterie chauffante est placée en amont du module afin de régénérer le matériau adsorbant. Mais pour ne pas introduire les polluants dans l'habitat pendant la phase de désorption et ainsi dégrader la QAI du logement, un by-pass est installé, comme illustré dans la **Figure 2-2**. La nécessité de

régénérer afin de prolonger la durée de vie de l'adsorbant implique donc un fonctionnement cyclique du procédé de traitement avec une phase dite « d'adsorption » (**Figure 2-2-a**) et une phase de « régénération » (**Figure 2-2-b**). La désorption effectuée est cependant partielle car l'objectif est de prolonger la durée de vie du procédé tout en conservant une consommation énergétique modérée. Le chauffage de l'air se fera à une température modérée de maximum 70°C et pendant une courte période pour des raisons économiques mais également afin d'éviter d'endommager l'intégrité du média fibreux filtrant. L'optimisation des paramètres de traitement thermique sera étudiée expérimentalement au laboratoire.

La mise en place de la batterie chauffante devrait également permettre de répondre au verrou scientifique de prolifération des micro-organismes sur le filtre. L'implantation du système de chauffage devra permettre de réduire le développement microbien sur le filtre, par l'action directe du traitement thermique et en réduisant la disponibilité en eau, qui est un paramètre clé dans la croissance des micro-organismes (Kemp et al., 1995; Simmons and Crow, 1995). Le comportement des micro-organismes et leur survie seront également étudiés expérimentalement au laboratoire.



**Figure 2-2 - Cycles de fonctionnement du procédé de traitement dans un logement individuel**

## V. Méthodologie générale

La méthodologie expérimentale générale mis en œuvre dans ces travaux est représentée sur la **Figure 2-3**. Dans une première partie constituant le chapitre 3 de la thèse, chaque matériau (médiats fibreux et adsorbants) mis en œuvre dans les trois solutions de traitement, fait l'objet d'une caractérisation au laboratoire, en termes de propriétés de structure (porosité, diamètre de fibre, etc.), de performances de filtration et d'adsorption, et de comportement vis-à-vis du champignon *Penicillium chrysogenum*. A noter, les performances des matériaux filtrants sont évaluées vis-à-vis des particules modèles, c'est-à-dire les particules de suie et de riz micronisé. Les performances des matériaux adsorbants sont déterminées avec du toluène. A l'issue de ces caractérisations, la solution de traitement présentant les critères les plus favorables pour une utilisation en logement individuel sera alors choisie pour des essais expérimentaux en condition de génération multi-polluants.

La première série d'essais, décrite dans le chapitre 4, consiste à étudier les performances de traitement multi-polluants en conditions contrôlées de la solution précédemment retenue. Cette partie s'intéresse d'abord au traitement thermique en termes de régénération de l'adsorbant ainsi qu'en termes de limitation du développement fongique sur le filtre. Puis dans un second temps, le suivi du traitement de l'air en conditions contrôlées permettra de comparer les performances de la solution sélectionnée aux taux d'abattement calculés dans la partie III.3 du chapitre 2, et d'étudier les différentes interactions possibles entre les polluants.

La deuxième série d'essais, décrite dans le chapitre 5, est conduite en conditions multi-polluants réelles pour une période de fonctionnement plus conséquente. Cela va permettre d'évaluer la robustesse, les performances et le coût de fonctionnement d'une telle solution en conditions de pollution réelles, c'est-à-dire pour une variété de polluants plus grande, des concentrations en amont du procédé plus faibles et variables au cours du temps. Suite à cela, la faisabilité de l'implantation du procédé pour un cas réel sera étudiée et le coût du procédé combiné sera évalué au travers d'une étude technico-économique.

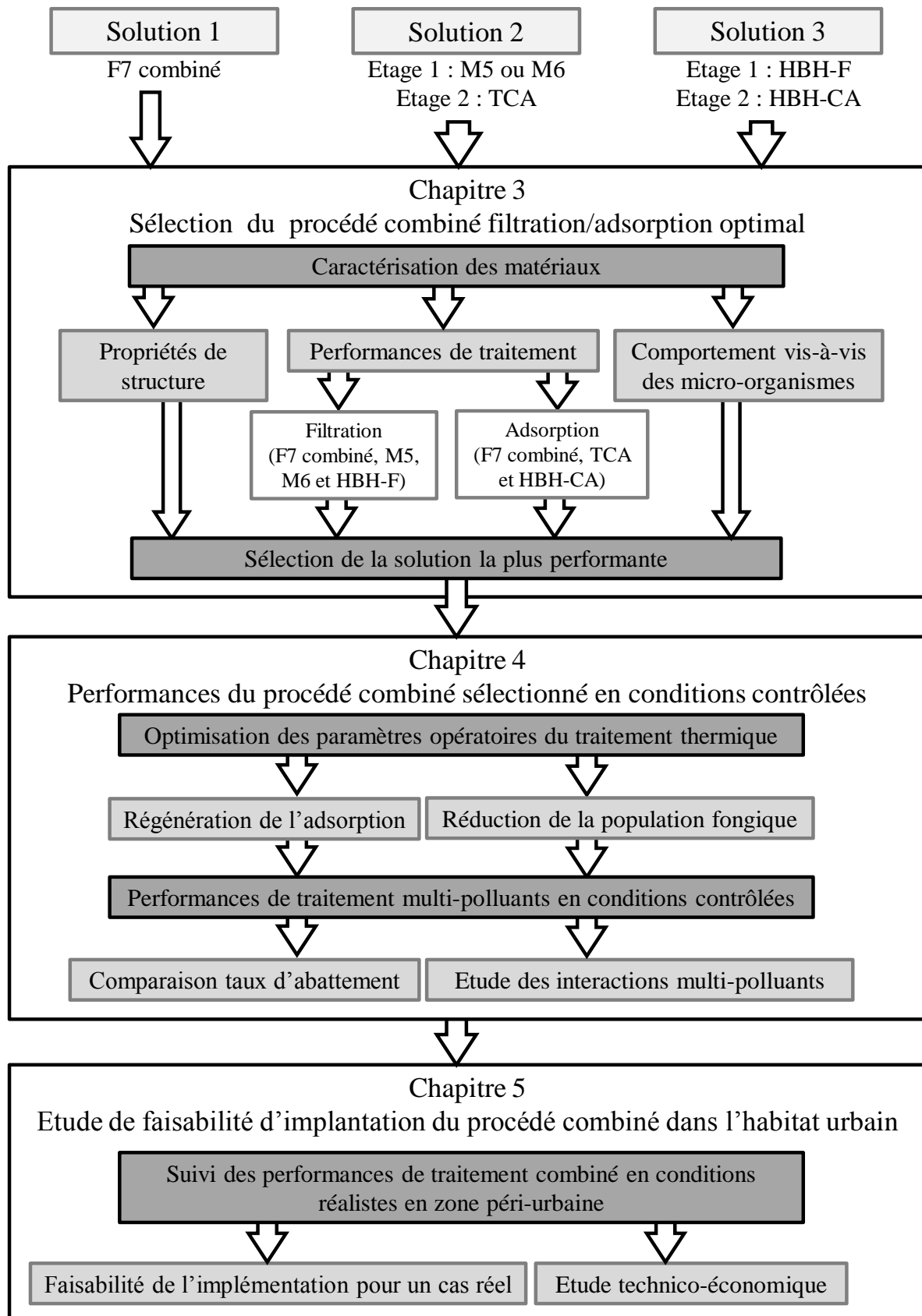


Figure 2-3 - Schéma général de la méthodologie expérimentale de l'étude

## VI. Conclusion

Ce chapitre a permis d'identifier les différents polluants atmosphériques cibles ainsi que leurs niveaux de concentration. Cela a mis en évidence un verrou technique pour les essais expérimentaux, à savoir la génération et la mesure de faibles niveaux de concentration.

Les procédés adaptés au traitement de ces polluants, que sont la filtration et l'adsorption, ont ensuite été sélectionnés, de même que les différents matériaux étudiés. Grâce aux valeurs guides des concentrations en polluants dans l'air intérieur de l'OMS (WHO, 2010), un taux d'abattement « guide » pour chaque polluant a été calculé. Deux verrous scientifiques apparaissent par le choix des procédés d'adsorption et de filtration : la saturation de l'adsorbant, et l'accumulation de micro-organismes dans les filtres.

Pour implanter les procédés sélectionnés dans une maison individuelle, le module de traitement doit être placé sur un flux d'insufflation d'air. Une batterie chauffante sera placée en amont des procédés pour répondre aux questions de la régénération partielle de l'adsorbant et de la limitation de la prolifération des micro-organismes sur le filtre.

Ce chapitre a également permis d'établir la méthodologie générale de la thèse. Les différents matériaux de l'étude, représentant la variété de mise en œuvre des procédés, seront ainsi caractérisés et comparés pour sélectionner la solution de traitement combiné dont les performances sont les plus favorables.

Le procédé de traitement combiné sélectionné sera ensuite soumis à des essais en conditions multi-polluants contrôlés. Les paramètres du traitement thermique employé seront préalablement déterminés, puis les performances de traitement seront évaluées de même que les potentielles interactions entre les différents polluants.

Enfin, des essais en conditions réalistes seront conduits pour étudier l'évolution des performances du procédé combiné. Par la suite, la faisabilité d'implantation du procédé sera étudiée pour un cas réel et une étude technico-économique sera proposée pour différentes régions du monde.





# Chapitre 3

## Caractérisation et sélection des procédés de traitement

## I. Introduction

L'objectif de ce troisième chapitre est de sélectionner la solution de traitement, composée des matériaux filtrant et adsorbant présentés partie III.2 du chapitre 2, qui soit optimale pour une mise en œuvre dans un logement individuel. Cette solution sera ensuite testée pour des essais multi-polluants en conditions contrôlées puis en conditions réalistes.

Pour répondre à cet objectif, ce chapitre détaille dans un premier temps le développement du pilote de laboratoire ainsi que son fonctionnement. Le pilote est employé pour la caractérisation des performances des matériaux filtrants et adsorbants et sera également utilisé pour les essais multi-polluants en conditions contrôlées.

Dans un second temps, les matériaux sont caractérisés en termes de propriétés de structure poreuse (diamètre de fibre, épaisseur, porosité, etc.), de perméabilité à l'air, de performances de filtration et d'adsorption, ainsi qu'en termes de comportement vis-à-vis des micro-organismes.

Finalement, une méthodologie de comparaison des différentes solutions de traitement a été élaborée à partir de critères économiques et sanitaires. La solution la plus favorable retenue sera ainsi utilisée dans les chapitres 4 et 5 pour les campagnes d'essais multi-polluants en conditions contrôlées et en conditions réalistes.



taux de renouvellement d'air préconisé en France est de 0,5 volume par heure, conduisant pour le logement type étudié à un débit nominal de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

Le débit préconisé par l'ICEB étant le plus grand, il est retenu pour définir le débit nominal de traitement des pilotes expérimentaux et pour le dimensionnement de la solution de traitement. Par ailleurs, pour une canalisation de dimensions carrées de 15 cm de côté, classiquement rencontrées en habitat individuel, la vitesse débitante de l'air correspondante à ce débit de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  est de  $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ .

## II.2. Conception du pilote de laboratoire

Le pilote de laboratoire a été entièrement construit et développé par l'équipe technique au sein du laboratoire GEPEA sur le site de l'École des Mines de Nantes. L'objectif de ce pilote est de déterminer les performances de traitement des procédés étudiés en conditions contrôlées. A noter que contrairement à la mise en œuvre envisagée du procédé dans un logement individuel, dans le pilote de laboratoire les polluants désorbés pendant les cycles de chauffage ne sont pas by-passés.

Le pilote a été conçu pour fonctionner dans les conditions nominales déterminées précédemment, à savoir, pour un débit de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  et pour une canalisation de section carrée de 150 mm de côté, représentative des conduites rencontrées dans les réseaux de ventilation, en moyenne comprise entre 12,5 et 15 cm. Le pilote de laboratoire comprend trois parties : la zone de pré-traitement de l'air, la zone d'étude et la zone de post-traitement de l'air avant rejet extérieur (**Figure 3-2**).

La zone de pré-traitement de l'air est composée d'une grille, d'un pré-filtre d'efficacité G4 et d'un filtre fin F9 (EN779:2012) pour l'abattement des particules. Pour abattre les polluants gazeux, un filtre adsorbant composé de grains de charbon actif est utilisé. Des essais expérimentaux préliminaires ont permis de vérifier que les étages de pré-traitement permettent par ailleurs de lisser les variations d'humidité et de température extérieures vers des valeurs moyennes comprises autour de 50% d'HR et  $20^\circ\text{C}$ . Un ventilateur en aval du pré-traitement assure l'alimentation en air du pilote. Une régulation de sa puissance permet d'assurer un débit d'air constant tout au long des essais.

La zone d'étude comprend les deux procédés de traitement mis en œuvre soit de façon combinée, soit de manière étagée. Les filtres sont équipés de capteur de pression différentielle. Deux longueurs droites de stabilisation de l'écoulement en amont et en aval de la zone de traitement permettent la génération et la mesure des polluants à l'aide de cannes de

prélèvement placées dans le pilote pour la quantification des efficacités de traitement. La température, l'humidité, la pression et le débit sont également mesurés. En entrée de la zone d'étude, une batterie chauffante permet le cas échéant la désorption partielle de l'adsorbant et la dessiccation du média filtrant. Afin de maintenir la température et ainsi faciliter sa régulation lors des périodes de traitement thermique, des plaques chauffantes sont placées le long de la canalisation jusqu'aux filtres équipés d'un capteur de température pour un suivi lors des périodes de chauffe.

Enfin, la zone de post-traitement comprend un filtre de charbon actif en grains et un filtre F9 (EN779:2012) permettant d'éliminer les polluants gazeux et particulaires résiduels avant rejet extérieur via une cheminée d'évacuation. Un échangeur de chaleur à plaques, placé en amont des filtres de post-traitement, permet d'abaisser la température de sortie pendant les cycles de désorption, afin d'être en dessous de la température limite de 50°C supportée par les filtres de post-traitement. Un capteur de pression différentielle amovible permet d'évaluer les pertes de charge des filtres du pré et post-traitement et ainsi suivre leur degré de colmatage et faciliter la maintenance. La plage de débit de fonctionnement du pilote est de 16 à 160 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>.

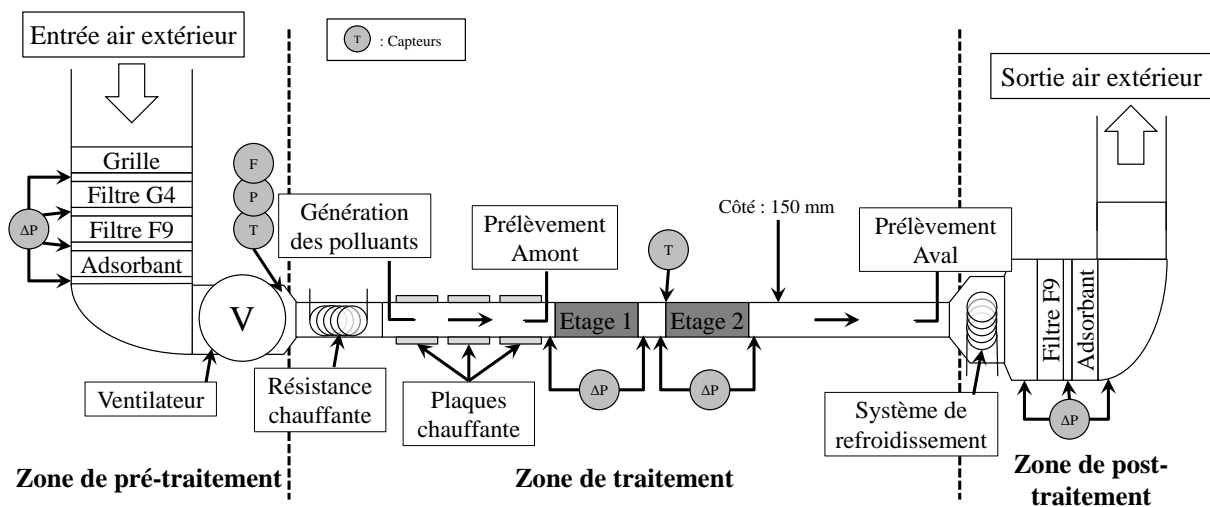


Figure 3-2 - Schéma du pilote de traitement de laboratoire

### II.3. Génération et mesure des polluants modèles

Les polluants « modèles » sont générés dans le pilote et leurs concentrations sont quantifiées en amont et en aval des procédés de traitement au cours du temps. Les appareils de génération, d'échantillonnage et de mesure mis en œuvre pour les différents polluants sont récapitulés dans le **Tableau 3-1**.

Les particules « modèles » de suie sont produites via le générateur DNP-2000 (Palas) à partir de décharges électriques entre deux électrodes de carbone graphite. Le générateur de particules DNP-2000 génère des agglomérats de particules composés de carbone graphite pur de granulométrie similaire aux particules de suie naturelles issues des processus de combustion (i.e. suie moteur). Les particules sont échantillonnées et mesurées avec le SMPS 5416 Grimm en termes de nombre de particules et de distribution granulométrique dans la gamme de diamètre de mobilité électrique 10-350 nm. A noter que la gamme de mesure de l'appareil a été adaptée à la distribution granulométrique des particules de suie afin de réduire le temps de mesure. Le débit de prélèvement de l'appareil est de  $0,3 \text{ l.min}^{-1}$ . Chaque mesure dure 3 min et est suivi de 2 min de pause permettant d'assurer le balayage de la cellule de mesure pour le prélèvement suivant.

Les particules de riz micronisé contenant naturellement *Penicillium chrysogenum* sont générées avec le générateur à brosse tournante RBG1000 (Palas) en voie sèche. Les champignons générés sont échantillonnés, à un débit de  $13 \text{ l.min}^{-1}$ , à l'aide d'un échantillonneur BioSampler (SKC) puis une méthode de dénombrement des unités formant colonie (UFC) est appliquée à l'aide de boîte de pétri contenant le milieu dichloran rose-bengal chloramphenicol (DRBC, Biokar Diagnostics). Les particules de riz micronisé sont échantillonnées et mesurées, à un débit de  $5 \text{ l.min}^{-1}$ , avec le compteur APS3321 TSI en termes de nombre de particules et de distribution granulométrique dans la gamme de diamètre aérodynamique 0,5-20  $\mu\text{m}$ . Chaque mesure dure 5 min dont 2 min de pause pour le balayage de la cellule de mesure.

Le toluène est généré dans le pilote de laboratoire par bullage d'un flux d'air dans du toluène liquide. L'échantillonnage est effectué à l'aide de cartouches Tenax TA (Perkin Elmer), le débit de prélèvement de chaque cartouche est mesuré à l'aide d'un débitmètre (4000 series, Mass Flowmeter 4043, TSI). Ces cartouches de prélèvement sont ensuite thermodésorbées à  $250^\circ\text{C}$  pendant 10 min sous flux d'hélium à  $40 \text{ ml.min}^{-1}$  (TurboMatrix 300, Perkin Elmer). La désorption des cartouches étant longue pour une injection dans la colonne chromatographique, le toluène est d'abord désorbé puis adsorbé dans un piège à  $30^\circ\text{C}$ . Ce dernier est ensuite rapidement chauffé à  $250^\circ\text{C}$  ( $40^\circ\text{C.s}^{-1}$ ) pour une injection correcte du toluène dans la colonne chromatographique (Rxi-624 Sil MS, Restek) qui est chauffée à  $175^\circ\text{C}$ . L'échantillon de toluène est ensuite identifié à l'aide d'un spectromètre de masse (TurboMass Gold Mass Spectrometer, Perkin Elmer) et quantifié à l'aide d'un détecteur à ionisation de flamme (Autosystem XL Gas Chromatograph, Perkin Elmer). Le

temps d'analyse est de 10 min et après chaque analyse, les cartouches de prélèvement sont régénérées sous flux d'azote à 280°C pendant 20 min.

Par ailleurs, pour les essais en conditions contrôlées, le toluène étant le seul composé identifié par cette méthode seul le détecteur à ionisation de flamme est utilisé. Pour les essais en conditions réalistes, le détecteur à ionisation de flamme est couplé au spectromètre de masse pour l'identification d'autres composés gazeux. La méthodologie de mesure du toluène a été développée lors de travaux antérieurs (Olivier Debono (2011) et Frédéric Batault (2014)).

Le NO<sub>2</sub> est généré dans le pilote de laboratoire à l'aide d'une bouteille pré-concentrée de 10 000 ppm(v). Sa concentration est mesurée à un débit de 2 l.min<sup>-1</sup> toute les 3 min par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR DX4030, Gasetm).

**Tableau 3-1 - Méthodes de génération, d'échantillonnage et de mesure des polluants modèles**

<b>Polluant modèle</b>	<b>Génération</b>	<b>Echantillonnage</b>	<b>Mesure</b>
Particules de suie	DNP2000 Palas		SMPS 5416 Grimm
Particules de riz micronisé	RBG1000 Palas		APS 3321 TSI
<i>Penicillium chrysogenum</i>	Avec les particules de riz	BioSampler SKC	Méthode de culture UFC sur gélose DRBC
Toluène	Bullage dans du toluène liquide	Cartouche de prélèvement Tenax TA	GC/MS après thermodésorption de la cartouche
NO <sub>2</sub>	Bouteille de 10 000 ppm(v)		FTIR Gasetm DX4030



### III. Caractérisation des matériaux

#### III.1. Propriétés de structure poreuse

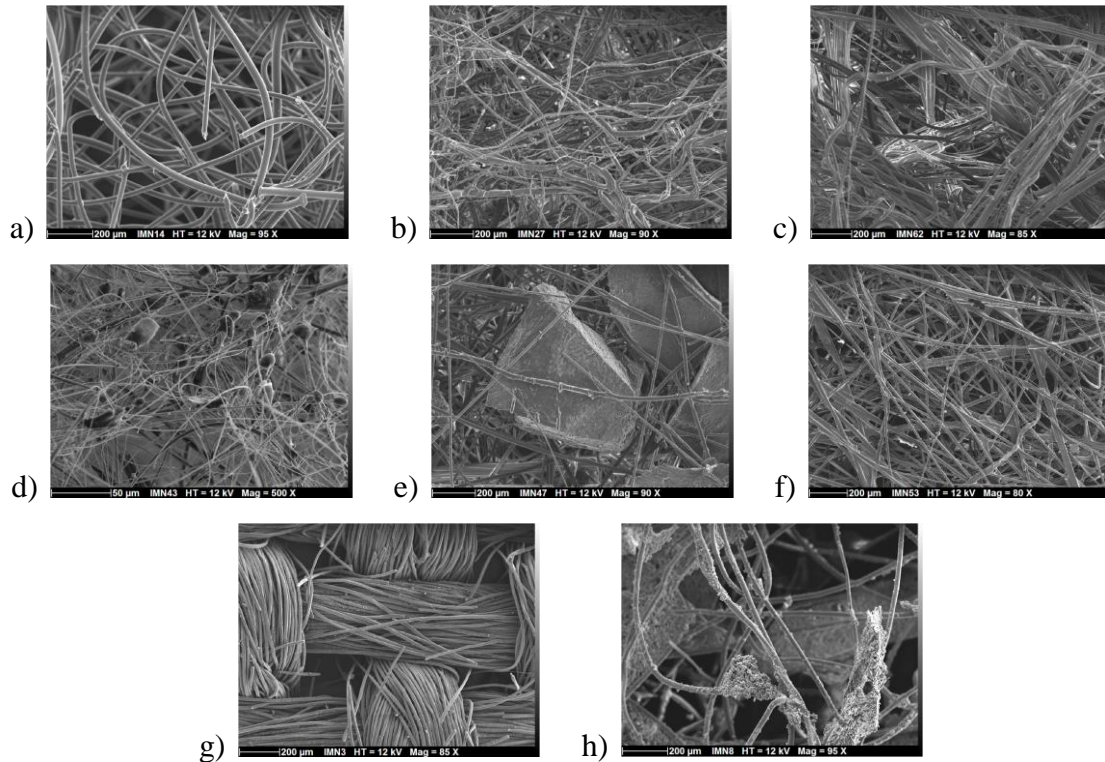
Afin de pouvoir comparer les différents matériaux utilisés, les médias fibreux comme les adsorbants, leurs propriétés de structure poreuse ont été déterminées. Ces paramètres sont également nécessaires pour des calculs de dimensionnement, notamment la détermination des régimes d'écoulement au travers des matériaux et peuvent également servir dans les modèles de prédiction des performances de traitement.

##### III.1.A. Distribution de la taille des fibres

La structure fibreuse des différents médias, et plus précisément la distribution en taille des fibres, a été caractérisée à partir d'observations au microscope électronique à balayage (MEB), **Figure 3-3**. Ces observations ont été réalisées à l'Institut des Matériaux de Nantes (IMN) à l'aide du MEB JSM 5800 (JEOL Europe). L'ensemble des échantillons a été métallisé durant 5 min avec un mélange or-palladium avant d'être analysé. Le filtre F7-combiné étant multicouches, 3 différentes couches du média ont été observées, dont deux couches principales : une couche de fibres et une couche mélangeant des fibres et des grains de CA ; et une troisième couche servant de support aux éléments du filtre. Pour chaque échantillon de matériaux observé ou chaque couche, au moins 50 diamètres de fibres ont été mesurés à l'aide du logiciel Image J<sup>®</sup>. Les diamètres de fibre calculés,  $d_f$  ( $\mu\text{m}$ ), sont répertoriés dans le **Tableau 3-2**.

**Tableau 3-2 - Diamètres de fibre moyens et écarts-types de la population des différents filtres (pour N>50)**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	HBH-Filtre	M5	M6
$d_f$ ( $\mu\text{m}$ )		1,0 $\pm$ 0,7				
		Fibres				
	10,9 $\pm$ 6,2	11,7 $\pm$ 4,3	23,9 $\pm$ 3,1	25,9 $\pm$ 5,3	16,6 $\pm$ 7,6	21,7 $\pm$ 9,2
		Fibres+CA				
		13,6 $\pm$ 5,9				
		Support				



**Figure 3-3 - Observations MEB des différents médias - a) HBH-Filtre - b) M5 - c) M6 – d) F7-combiné (fibre) - e) F7-combiné (fibre+CA) - f) F7-combiné (support) - g) TCA - h) HBH-CA**

### III.1.B. Epaisseur

L'épaisseur des médias,  $e$ , présentée dans le **Tableau 3-3**, a été mesurée à l'aide d'un pied à coulisse. En raison de la compressibilité des médias, il a été nécessaire d'appliquer le moins de pression possible pendant les mesures.

**Tableau 3-3 - Epaisseurs moyennes et écarts-types de la population des différents filtres (pour  $N > 10$ )**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	HBH-Filtre	M5	M6
$e$ (mm)	$0,49 \pm 0,02$	$4,3 \pm 0,4$	$4,0 \pm 0,5$	$3,5 \pm 0,4$	$2,3 \pm 0,3$	$2,4 \pm 0,3$

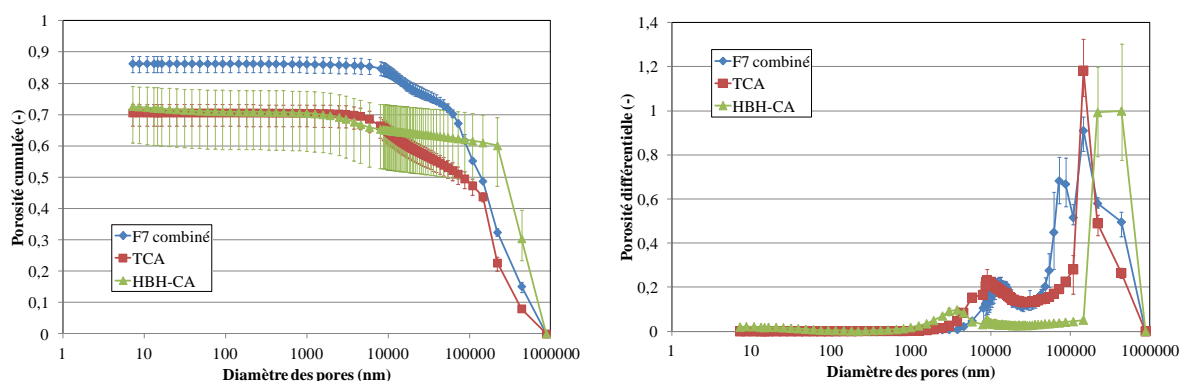
### III.1.C. Porosité

La porosité totale des matériaux,  $\varepsilon$ , présentée **Tableau 3-4**, a été déterminée par porosimétrie au mercure. Les analyses ont été effectuées avec l'appareil Autopore IV 9500 Micrometrics®. Avant chaque analyse, les échantillons de matériaux ont été séchés dans une étuve à 70°C, afin de ne pas dégrader les matériaux, pendant au moins 24 h.

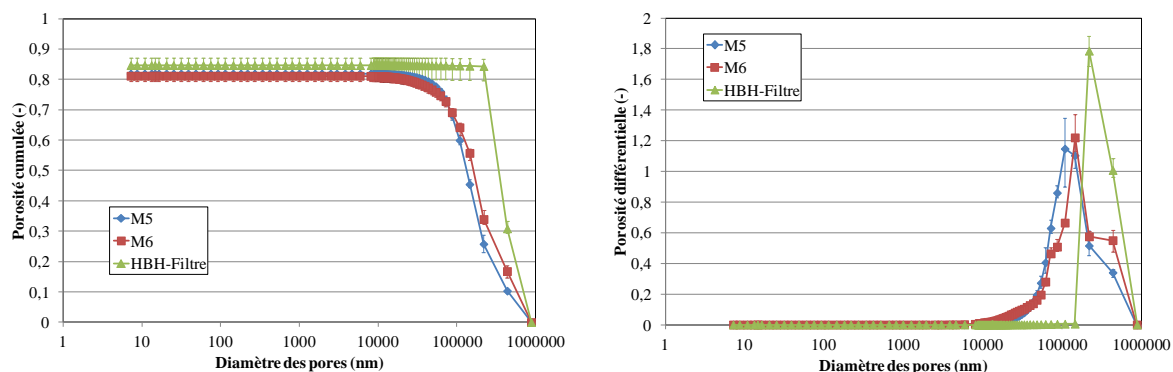
**Tableau 3-4 - Porosités moyennes des différents filtres et étendues de la mesure (pour N=3)**

	TCA	F7- combiné	HBH-CA	HBH- Filtre	M5	M6
$\varepsilon$	70,6	86,3	73	84,6	81,9	81,1
(%)	(+2,6/-4,3)	(+2,3/-2,8)	(+6/-12)	(+2,5/-4,6)	(+0,3/-0,4)	(+1,1/-1,8)

Les profils poreux ont également été étudiés. Les **Figure 3-4** et **Figure 3-5** présentent les distributions poreuses cumulées et différentielles en fonction du diamètre des pores pour les médias contenant du charbon actif et les médias fibreux respectivement.



**Figure 3-4 - Distribution poreuse cumulée et différentielle des matériaux contenant du charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**



**Figure 3-5 - Distribution poreuse cumulée et différentielle des filtres sans charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent que les médias fibreux, sans charbon actif, ont une distribution mono-poreuse qui est principalement due à la rugosité de surface des fibres. Pour les médias en charbon actif et le filtre F7-combiné, les distributions poreuses sont bimodales. Le premier mode correspond à la rugosité de surface et le deuxième mode correspond à la porosité inter-matériaux.

### III.1.D. Grammage

Le grammage, présenté **Tableau 3-5**, est obtenu en mesurant la masse d'un échantillon de média de surface connue. Chaque échantillon est préalablement séché à 70°C.

**Tableau 3-5 - Grammages des différents filtres et étendues de la mesure (pour N=3)**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	HBH-Filtre	M5	M6
<b>Grammage</b>	99	214	328	97	211	179
<b>(g/m<sup>2</sup>)</b>	(+7/-4)	(+26/-15)	(+7/-10)	(+5/-3)	(+25/-38)	(+21/-35)

### III.1.E. Surface spécifique BET

Cette analyse ne concerne que les matériaux adsorbants, c'est-à-dire les filtres F7-combiné, TCA et HBH-CA. Les propriétés de structure des matériaux adsorbants sont déterminées par la méthode d'analyse BET à l'aide de l'appareil ASAP 2020 (Micrometrics). Cette méthode consiste à réaliser une adsorption suivie d'une désorption d'azote à 77 K afin d'obtenir la surface spécifique des adsorbants ainsi que les volumes mesoporeux et microporeux.

Avant chaque mesure, les échantillons d'adsorbant sont dégazés à 70°C sous vide, afin de ne pas dégrader les médias, en particulier le F7-combiné et le HBH-CA, durant au moins 48 h. Chaque adsorbant est analysé 3 fois. Afin de vérifier que la température de dégazage utilisée n'altère pas les résultats, un dégazage à 150°C du filtre TCA, qui correspond aux conditions recommandées pour l'analyse de surface spécifique BET, suivi d'une analyse a permis d'obtenir une surface BET de 1517 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>. Ce résultats pour le TCA est proche des résultats obtenus avec une température de dégazage de 70°C, ce qui signifie que la température de 70°C permet d'obtenir un dégazage suffisant pour les analyses.

Les résultats de surface spécifique BET, présentés **Tableau 3-6**, sont exprimés en m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup> de charbon actif, ainsi qu'en m<sup>2</sup>.cm<sup>-2</sup> de filtre pour pouvoir comparer les adsorbants par rapport à leur quantité de charbon actif et leur surface. Pour le filtre F7-combiné, l'ensemble du média (fibre de verre et grain de charbon) a été analysé, une étude préliminaire a permis de déterminer qu'il est composé de 0,45 g de charbon actif par gramme de filtre. Par ailleurs, l'adsorption des fibres de verre du filtre F7-combiné est supposé négligeable par rapport à l'adsorption des grains de charbon actif.

**Tableau 3-6 - Résultats de l'analyse BET des médias contenant du charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	
<b>Surface BET</b>	(m <sup>2</sup> /g de CA)	1287 (+40/-26)	804 (+21/-39)	254 (+74/-63)
	(m <sup>2</sup> /cm <sup>2</sup> de filtre)	12,7 (+0,4/-0,3)	7,8 (+0,2/-0,4)	8,3 (+2,4/-2,1)
<b>Volume mesoporeux</b>	(cm <sup>3</sup> /g de CA)	0,005 (+0,003/-0,003)	0,031 (+0,056/-0,029)	0,146 (+0,103/-0,058)
	(cm <sup>3</sup> /g de CA)	0,336 (+0,005/-0,004)	0,260 (+0,040/-0,077)	0,026 (+0,003/-0,003)

Les résultats de l'analyse de la surface spécifique BET indiquent que le média dont la capacité d'adsorption est la plus importante est le TCA, suivi du F7-combiné car ils possèdent une plus grande surface spécifique par masse de charbon actif. Ces résultats sont cohérents avec les volumes poreux obtenus, à savoir plus le volume poreux est grand et plus l'adsorption est importante. Une prévalence du volume mesoporeux indique que la largeur des

pores est majoritairement comprise entre 2 et 50 nm, et une prévalence du volume microporeux indique que les pores ont une largeur majoritairement inférieure à 2 nm (Rouquerol et al., 2003). Par ailleurs, il est important de noter que le TCA et le F7-combiné ont un plus grand volume microporeux en comparaison avec le HBH-CA qui est mesoporeux. Cela signifie que le TCA et le F7-combiné vont pouvoir adsorber des composés plus petits et que leur cinétique d'adsorption sera plus rapide par rapport au HBH-CA (Le Cloirec, 2003).

### III.2. Efficacité théorique initiale de filtration

Les propriétés de structure des matériaux ont permis de calculer les efficacités fractionnelles initiales (3-1) des médias filtrants testés selon l'efficacité unitaire totale de filtration,  $\eta$ , calculée à partir du modèle de Kasper et al. (1978) (3-2). L'efficacité unitaire totale de filtration est calculée à partir des efficacités unitaires propres aux trois principaux mécanismes de collecte : la diffusion Brownienne (3-3) (Davies, 1973), l'interception (3-4) (Kuwabara, 1959) et l'impaction inertielle (3-5) (Langmuir, 1942). Pour chaque mécanisme de collecte, un seul modèle commun a été utilisé, l'objectif n'étant pas de chercher à prédire l'efficacité initiale des filtres mais plutôt de comparer les filtres entre eux. Les efficacités fractionnelles initiales obtenues sont présentées **Figure 3-6**. A noter que le filtre M6 étant électret, son efficacité initiale n'est pas présentée. Les calculs ont été faits à la vitesse nominale de chaque filtre, à une température de 25°C et pour des particules de masse volumique 2000 kg.m<sup>-3</sup>.

$$E(d_p)_{\text{initiale}} = 1 - \exp\left(-\frac{4 \times e \times (1 - \varepsilon) \times \eta}{\pi \times d_f \times \varepsilon}\right) \quad (3-1)$$

Où  $\eta$  correspond à l'efficacité unitaire totale et  $d_p$  le diamètre des particules.

$$(1 - \eta) = (1 - \eta_d) \times (1 - \eta_r) \times (1 - \eta_i) \quad (3-2)$$

Avec  $\eta_d$  l'efficacité unitaire de diffusion,  $\eta_r$  l'efficacité unitaire d'interception et  $\eta_i$  l'efficacité unitaire d'impaction.

$$\eta_d = 1,5 \times Pe^{-2/3} \quad (3-3)$$

Avec  $Pe$  le nombre de Peclet calculé selon l'équation (3-6).

$$\eta_r = 2,9 \times (1 - \varepsilon)^{1/3} \times R^{1,75} \quad (3-4)$$

Avec  $R$  le nombre adimensionnel propre à l'impaction calculé équation (3-7).

$$\eta_i = \frac{St^2}{(1 + 0,55 \times St)^2} \quad (3-5)$$

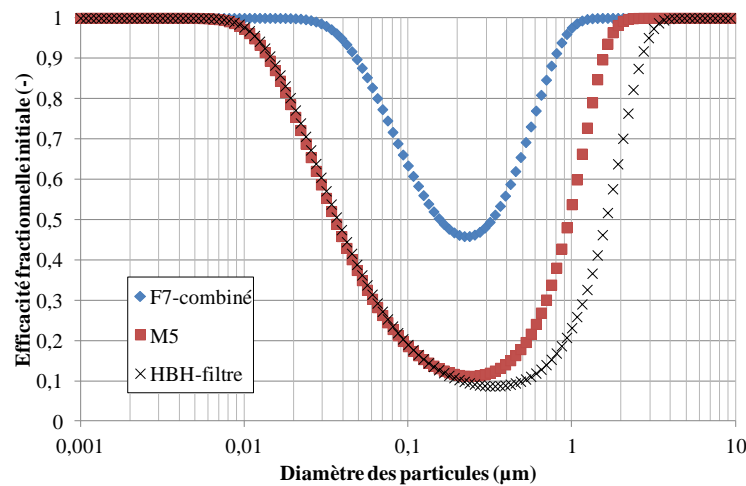
Avec  $St$  le nombre de Stokes calculé selon l'équation (3-8).

$$Pe = \frac{d_f \times v_f}{\varepsilon \times d_p} \quad (3-6)$$

$$R = \frac{d_p}{d_f} \quad (3-7)$$

$$St = \frac{Cu \times \rho_p \times d_p^2 \times v}{18 \times \mu \times d_f \times \varepsilon} \quad (3-8)$$

Où  $Cu$  correspond au coefficient de correction de Cunningham,  $\rho_p$  la masse volumique des particules et  $\mu$  la viscosité dynamique de l'air.



**Figure 3-6 - Efficacités fractionnelles initiales théorique avec le modèle de Kasper et al. (1978) pour les différents filtres**

Les résultats de la **Figure 3-6** montrent tout d'abord que l'efficacité initiale du filtre F7 est plus importante que celles des autres filtres quelle que soit la taille des particules. Le Filtre HBH-filtre a une efficacité plus faible pour les particules supermicroniques que les deux autres filtres. En revanche, le M5 et le HBH-filtre ont des efficacités comparables pour les particules ultrafines.

### III.3. Perméabilité à l'air

La perméabilité des médias filtrants et adsorbants a été déterminée à partir de l'évolution de leur perte de charge en fonction de la vitesse de filtration  $v_f$ . Pour chaque média, les mesures ont été réalisées à pression atmosphérique dans le pilote expérimental décrit partie II de ce chapitre, et pour des vitesses de filtration comprises entre 0,1 et 2 m.s<sup>-1</sup>, dans la limite de perte de charge maximale préconisée par le fabricant. Les pertes de charge maximales sont de 250 Pa pour les filtres M5 et M6 et de 450 Pa pour le F7-combiné ; les fabricants des autres médias ne présentent pas de pertes de charge limites. La relation proposée par Darcy (3-9) est utilisée pour le calcul du coefficient de perméabilité des médias,  $B_0$  (m<sup>2</sup>), pour un régime d'écoulement laminaire.

$$\frac{\Delta P}{e} = \frac{\mu \cdot v_f}{B_0} \quad (3-9)$$

Où  $\mu$  correspond à la viscosité dynamique de l'air ( $1,82 \times 10^{-5}$  Pa.s pour une température de 20°C et pression atmosphérique) et  $e$  (m) correspond à l'épaisseur du média.

La gamme de vitesse correspondant à un régime d'écoulement laminaire a été déterminée pour chaque média à l'aide du nombre adimensionnel de Reynolds de fibres,  $Re_f$ , calculé d'après l'équation (3-10). Pour une valeur de  $Re_f$  inférieure à 1, le régime d'écoulement est laminaire.

$$Re_f = \frac{\rho_f \cdot d_f \cdot v_f}{\mu \cdot \varepsilon_i} \quad (3-10)$$

Avec  $\rho_f$  correspondant à la masse volumique du fluide (kg.m<sup>-3</sup>),  $d_f$  au diamètre de fibres (m),  $v_f$  à la vitesse de l'écoulement (m.s<sup>-1</sup>) et  $\varepsilon_i$  à la porosité inter-fibres (-).

**Tableau 3-7 - Perméabilités des différents médias (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	HBH-Filtre	M5	M6
<b>Perméabilité</b>	1,3	1,8	42,7	54,1	3,9	3,1
<b><math>\times 10^{-10}</math> (m<sup>2</sup>)</b>	(+0,1/-0,2)	(+0,1/-0,1)	(+3,1/-3,1)	(+1,5/-1,3)	(+0,9/-0,9)	(+0,3/-0,3)



Les résultats, présentés **Tableau 3-7**, montrent que les filtres HBH-Filtre et HBH-CA ont les perméabilités les plus importantes. Cela signifie que de faibles pertes de charge sont attendues pour ces médias. A l'inverse la perméabilité du filtre F7-combiné étant la plus faible, une plus forte perte de charge est attendue.

### III.4. Performances de filtration

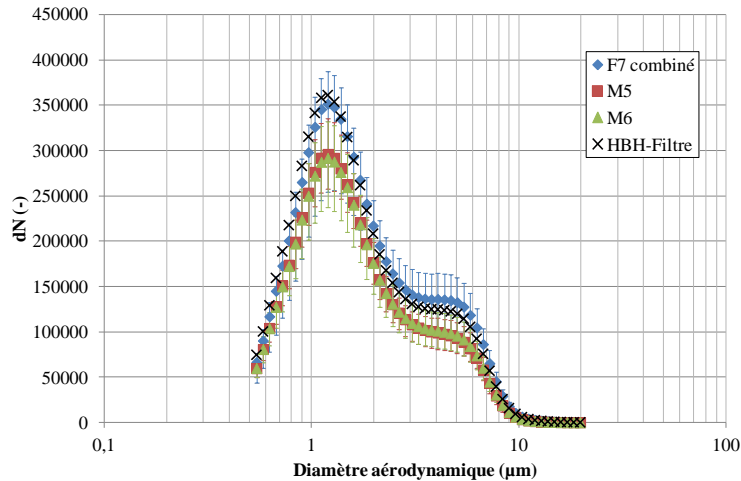
Pour caractériser les performances d'un média fibreux filtrant, il est nécessaire de déterminer l'évolution de son efficacité et de sa perte de charge au cours du colmatage avec des particules. En début de colmatage, il est en particulier intéressant de comparer les efficacités dites « fractionnelles », c'est-à-dire les efficacités pour un diamètre de particule donné. Cette efficacité fractionnelle permet d'estimer la taille de particule la plus pénétrante des filtres, ou most penetrating particle size (MPPS).

Les performances de traitement des filtres M5, M6, F7-combiné et HBH-Filtre ont été étudiées vis-à-vis des particules de suie et de riz micronisé dans le pilote expérimental décrit partie II de ce chapitre. Pour les essais, les médias ont été testés en géométrie plane, et les vitesses de filtration utilisées correspondent aux vitesses nominales de filtration préconisées par les fabricants, c'est-à-dire :  $0,21 \text{ m.s}^{-1}$  pour les filtres M5 et M6,  $0,13 \text{ m.s}^{-1}$  pour le filtre F7-combiné, et  $0,11 \text{ m.s}^{-1}$  pour le HBH-Filtre. Ainsi pour réaliser les mesures d'efficacité de manière isocinétique, différents diamètres de canne de prélèvement ont été utilisés (écart entre la vitesse de prélèvement et la vitesse des particules dans le pilote inférieur à 10%).

#### III.4.A. Distributions granulométriques des particules

##### III.4.A.a. Particules de riz micronisé

Les profils de distribution en nombre des particules de riz micronisé sont représentés **Figure 3-7** pour les différents filtres et donc pour les différentes vitesses nominales étudiées.



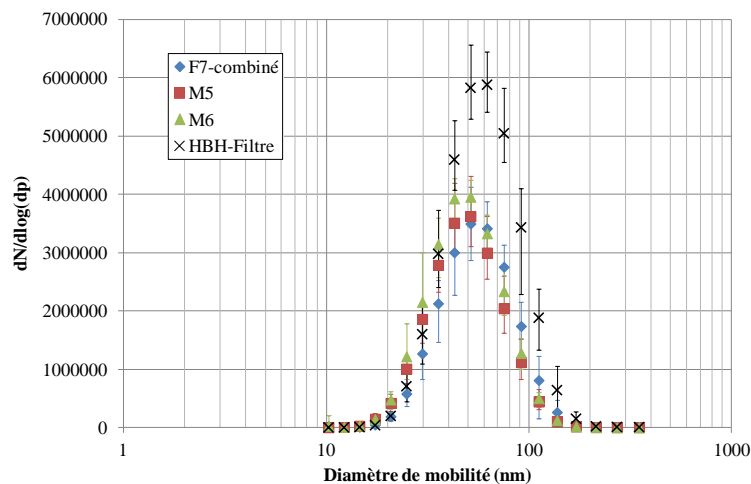
**Figure 3-7 - Distribution numérique des particules de riz micronisé en amont des différents filtres étudiés (APS, TSI) (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent que les profils de distribution en nombre obtenus sont similaires et donc ne varient pas de façon significative en fonction de la gamme de vitesses d'écoulement étudiée. Le diamètre aérodynamique médian de ces distributions est de  $1,43 \pm 0,03 \mu\text{m}$ . Avec l'hypothèse que les particules de riz micronisé sont sphériques et que leur masse volumique est de  $1440 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$  (Gonzalez Herrera, 2014), le diamètre aérodynamique médian en masse associé est de  $5,9 \pm 0,1 \mu\text{m}$ . Ainsi, le diamètre aérodynamique médian en masse étant inférieur à  $10 \mu\text{m}$ , les particules de riz micronisé sont un bon représentant des  $\text{PM}_{10}$  en termes de taille. Lors de la filtration, les mécanismes de collecte prédominant pour la taille de ces particules sont l'impaction et l'interception inertielle (Le Coq, 2006).

Par ailleurs, les tailles de particules dont le nombre est inférieur à 1000 particules mesurées en aval des filtres lors des colmatages n'ont pas été considérées pour les calculs d'efficacité des filtres. Ainsi, seules les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à  $6,7 \mu\text{m}$  ont été considérées.

#### III.4.A.b. Particules de suie

Les profils de distribution en nombre des particules de suie mesurés en amont de chaque filtre sont présentés **Figure 3-8**.



**Figure 3-8 - Distribution numérique des particules de suie en amont des différents filtres étudiés (SMPS, Grimm) (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent que les profils de distribution numériques obtenus sont similaires pour les filtres M5, M6 et F7-combiné. La distribution des particules pour les essais avec le HBH-Filtre présente une dispersion plus faible et un diamètre médian plus important. Cela peut s'expliquer d'une part en raison d'une plus faible vitesse pour le filtre HBH-Filtre qui favorise le dépôt des particules dans la canalisation, d'autre part en raison d'une possible altération des conditions opératoires du générateur (e.g. fin de vie des électrodes graphites). Le diamètre de mobilité électrique médian de ces distributions est de  $47 \pm 4$  nm ; le diamètre médian en masse associé n'a pas été calculé car l'hypothèse que les particules de suie soient sphériques ne peut être validée. La taille nanométrique de ces particules indique que le mécanisme de diffusion brownienne est prédominant pour leur collecte lors de la filtration (Le Coq, 2006).

Par ailleurs, seules les particules dont le nombre mesuré en aval des filtres lors des colmatages est supérieur à 5000 ont été considérées pour les calculs d'efficacité des filtres. Ainsi seules les particules dont le diamètre de mobilité est compris entre 21 et 137 nm ont été considérées.

#### III.4.B. Efficacité totale de filtration

L'efficacité totale de filtration est évaluée à partir du comptage du nombre de particules en amont ( $N_{amont}$ ) et en aval ( $N_{aval}$ ) du média au cours du colmatage, comme indiqué par l'équation (3-11).

$$E(t) = \frac{N_{amont}(t) - N_{aval}(t)}{N_{amont}(t)} \quad (3-11)$$

Cette efficacité totale de filtration peut être également calculée en fonction de la masse de particules déposées,  $E_m$ , équation (3-12).

$$E_m(t) = \frac{m_{amont}(t) - m_{aval}(t)}{m_{amont}(t)} \quad (3-12)$$

Le calcul des masses de particules en amont (3-13) ou en aval (3-14) du filtre nécessite de faire une hypothèse de sphéricité sur les particules pour déterminer leur volume et de connaître leur masse volumique ( $\rho_p$ ).

$$m_{amont}(t) = \sum_{i \text{ classe}}^n N_{amont-i}(t) \cdot \frac{\pi \cdot d_{p-i}^3}{6} \cdot \rho_p \quad (3-13)$$

$$m_{aval}(t) = \sum_{i \text{ classe}}^n N_{aval-i}(t) \cdot \frac{\pi \cdot d_{p-i}^3}{6} \cdot \rho_p \quad (3-14)$$

Avec  $i$  la classe de taille de particules et  $d_{p-i}$  le diamètre médian de la classe.

L'efficacité totale est exprimée en fonction de la masse de particules déposées sur le filtre par unité de surface filtrante au cours du colmatage,  $m_S$  ( $\text{g.m}^{-2}$ ).

Pour les colmatages réalisés avec les particules de riz, la masse surfacique totale de particules déposées,  $m_{S-totale}$ , est obtenue par pesées du filtre avant et après colmatage. Par ailleurs, la masse surfacique de particules collectées par le média n'est pas linéaire dans le temps, pour des raisons d'évolution de l'efficacité du média en fonction de son degré de colmatage, et également à cause de possibles variations de la concentration des particules générées. Ainsi, la masse surfacique de particules déposées sur le filtre au temps  $t$  est calculée selon l'équation (3-15).

$$m_{S-riz}(t) = \sum_0^t (m_{amont}(t) - m_{aval}(t)) \times \frac{m_{S-totale}}{\sum_0^{t_{final}} (m_{amont}(t) - m_{aval}(t))} \quad (3-15)$$

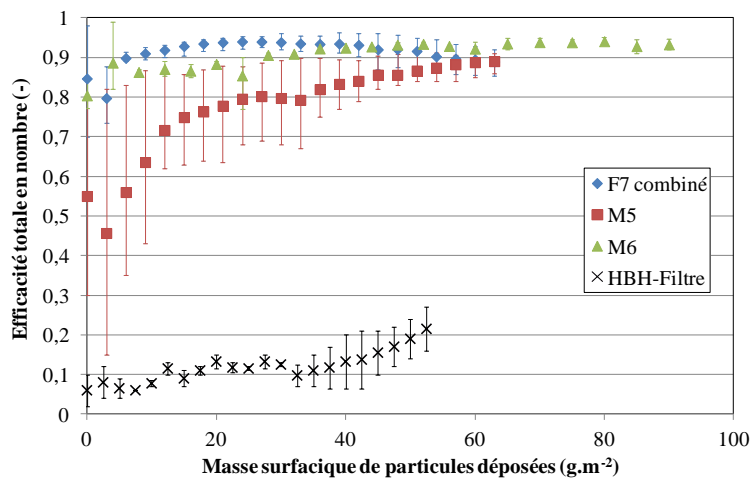
Pour les particules de suie, la masse de particules collectées sur le filtre est trop faible pour être quantifiée et l'hypothèse de sphéricité des particules n'est pas valable. Par conséquent, la masse surfacique est calculée à partir des données issues du fabricant du générateur de suie. La fréquence d'étincelle du générateur utilisée durant les essais correspond à un flux massique moyen de particules,  $Q_m$ , de  $6,5 \text{ mg.h}^{-1}$ . Connaissant l'efficacité totale de filtration en fonction du temps et le temps d'échantillonnage,  $\Delta t$ , la masse surfacique de particules collectées par le filtre est calculée selon l'équation (3-16). Les courbes de

performances représentent les valeurs moyennes calculées à partir de trois colmatages différents et l'incertitude représente les valeurs maximale et minimale.

$$m_{S-suie}(t) = \frac{Q_m}{S_{filtre}} \times \sum_0^t E(t) \cdot \Delta t \quad (3-16)$$

#### III.4.B.a. Efficacités totales pour les PM<sub>10</sub>

Les colmatages réalisés avec des particules de riz micronisé représentant des PM<sub>10</sub> ont permis de calculer pour chaque filtre les évolutions de l'efficacité totale de filtration au cours du colmatage, **Figure 3-9**.

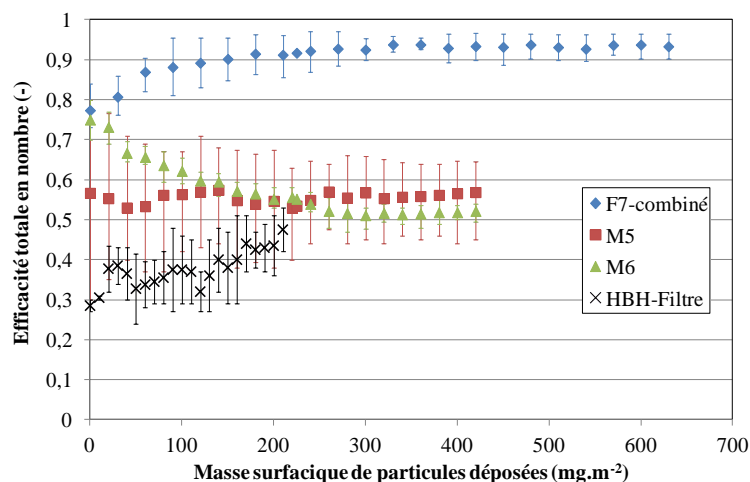


**Figure 3-9 – Evolutions de l'efficacité totale en nombre des filtres testés au cours du colmatage avec des particules de riz micronisé (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent tout d'abord une faible efficacité de collecte des particules, inférieure à 30 % en nombre, par le HBH-Filtre. Les efficacités de collecte des autres filtres sont plus importantes et elles augmentent au cours du temps jusqu'à être supérieures à 80 % en fin de colmatage.

#### III.4.B.b. Efficacités totales pour les PM<sub>2,5</sub>

Les colmatages réalisés avec les particules de suie représentant des PM<sub>2,5</sub> ont permis de calculer pour chaque filtre les efficacités totales au cours du vieillissement de chaque filtre, **Figure 3-10**.



**Figure 3-10 – Evolution de l'efficacité totale en nombre des filtres testés au cours du colmatage avec des particules de suie (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent comme précédemment avec le riz micronisé que le HBH-Filtre a une faible efficacité de capture des particules, entre 30 % et 50 % en nombre. Cependant, ce filtre est plus efficace vis-à-vis des particules de suie que celle de riz. De plus, le filtre M5 possède une efficacité qui varie peu au cours du temps mais les trois différents essais ont montré une grande variabilité des résultats. En ce qui concerne le filtre M6, son efficacité diminue au cours du temps en passant d'une efficacité de collecte de 75 % à 50 %. Ce type d'allure est représentatif d'un filtre électret, c'est-à-dire que les fibres sont électriquement chargées, ce qui permet une meilleure efficacité en début de colmatage. Cependant, cette efficacité diminue au cours du temps lorsque le gâteau de particules devient trop épais, empêchant les fibres chargées de collecter de nouvelles particules (Le Coq, 2006). Par ailleurs, le filtre M6 n'a pas le même comportement avec les particules de riz micronisé, or, les échantillons de filtres n'ont pas subi de traitement particulier avant les essais de colmatage, ce qui signifie que les particules de suie sont également électriquement chargées. Finalement le F7-combiné a une efficacité qui augmente normalement au cours du temps jusqu'à plus de 90%.

### III.4.C. Efficacité fractionnelle de filtration

L'évolution de l'efficacité fractionnelle est exprimée en fonction du diamètre des particules. Elle peut être définie à différents degrés de colmatage. L'efficacité fractionnelle en début de colmatage permet de déterminer la valeur initiale de MPPS propre au filtre ainsi que l'efficacité de filtration minimale correspondante. A titre indicatif, la valeur de MPPS varie

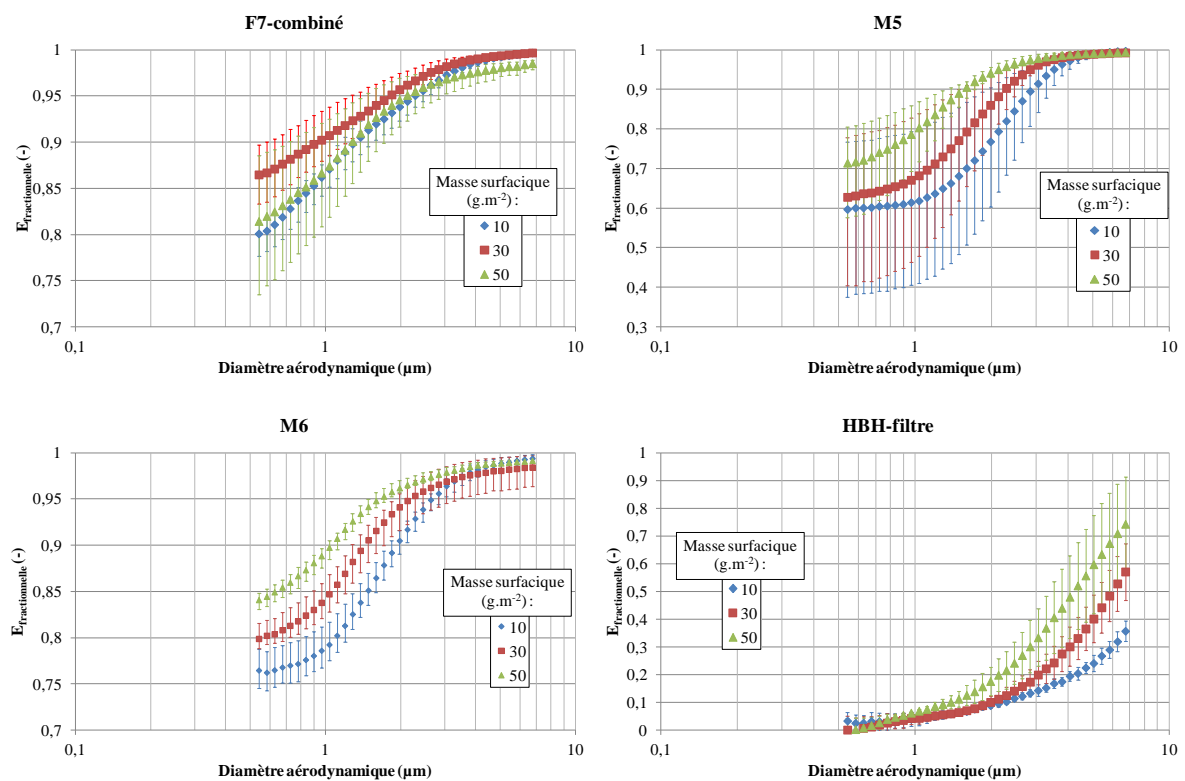
généralement entre 0,1 et 0,5  $\mu\text{m}$  en fonction des propriétés de structure poreuse du média et des conditions opératoires (Bailly et al., 2001c; Bémer et al., 2006). L'efficacité de filtration pour un diamètre de particule donné se calcule selon l'équation (3-17).

$$E(d_p) = \frac{N_{amont}(d_p) - N_{aval}(d_p)}{N_{amont}(d_p)} \quad (3-17)$$

Avec  $N_{amont}(d_p)$  la concentration de particules de diamètre  $d_p$  en amont du filtre et  $N_{aval}(d_p)$  la concentration en aval.

#### III.4.C.a. Cas des particules de riz micronisé

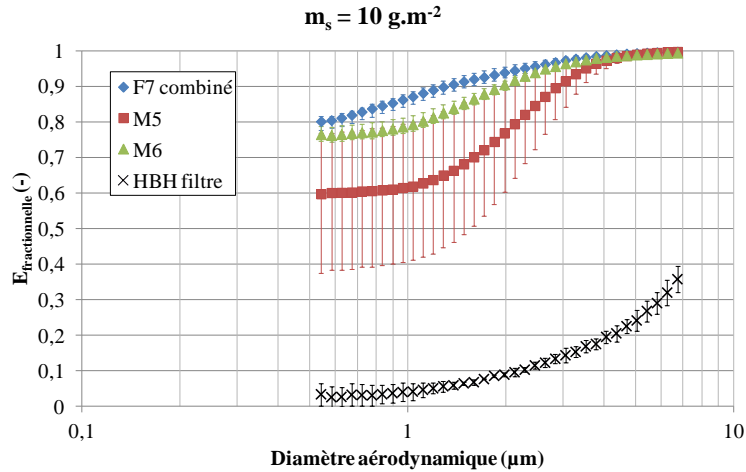
Les efficacités fractionnelles pour les colmatages avec les particules de riz micronisé sont représentées **Figure 3-11** pour trois degrés de colmatage différents : 10, 30 et 50  $\text{g.m}^{-2}$ .



**Figure 3-11 - Efficacités fractionnelles de collecte du riz micronisé des différents filtres pour trois degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent tout d'abord que les valeurs moyennes d'efficacité augmentent en fonction du degré de colmatage pour tous les filtres excepté le filtre F7-combiné dont la valeur moyenne semble diminuer en fin de colmatage. Par ailleurs ces résultats donnent une information sur les valeurs minimales d'efficacité des filtres, qui sont de 80 % pour le F7-combiné, 75 % pour le M6, 60 % pour le M5 et inférieur à 10 % pour le HBH-Filtre. De plus,

la **Figure 3-12** représente l'efficacité fractionnelle de collecte pour une masse surfacique de particules de riz micronisé déposées de  $10 \text{ g.m}^{-2}$  afin de comparer les différents filtres en début de colmatage.



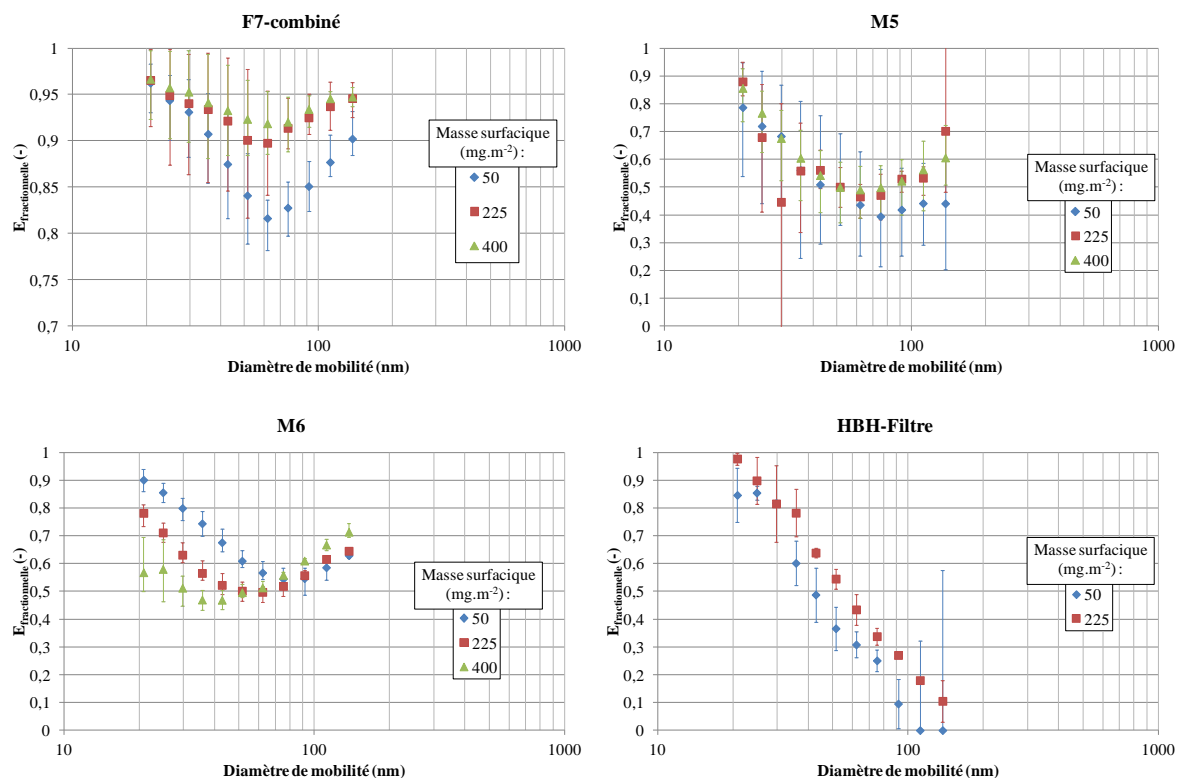
**Figure 3-12 - Efficacité fractionnelle des différents filtres testés pour une masse surfacique de particules de riz micronisé déposées de  $10 \text{ g.m}^{-2}$  (valeurs moyennes  $N=3$  et étendues)**

Les résultats permettent de classer les filtres en fonction de leur efficacité de la même manière qu'avec les résultats issus de l'efficacité totale, c'est-à-dire que pour les particules de diamètre aérodynamique inférieur à  $3 \mu\text{m}$  le F7-combiné possède l'efficacité la plus grande, suivi du M6, du M5 et du HBH-Filtre. Pour des tailles de particules supérieures à  $3 \mu\text{m}$  en diamètre aérodynamique, les efficacités sont confondues pour les filtres F7-combiné, M5 et M6. La zone de MPPS des différents filtres est vraisemblablement inférieure ou dans la limite de la gamme de tailles de particules étudiées. L'augmentation de l'efficacité de collecte en fonction de la taille des particules observable sur les **Figure 3-11** et **Figure 3-12** permet de confirmer que les mécanismes principaux de collecte des particules de riz micronisé sont bien l'impaction et l'interception inertielle.

#### III.4.C.b. Cas des particules de suie

Les efficacités fractionnelles pour les colmatages avec les particules de suie sont représentées **Figure 3-13** pour trois degrés de colmatage différents :  $50$ ,  $225$  et  $400 \text{ mg.m}^{-2}$ . A noter, le HBH-Filtre étant peu efficace, le colmatage a été limité à  $225 \text{ mg.m}^{-2}$ .

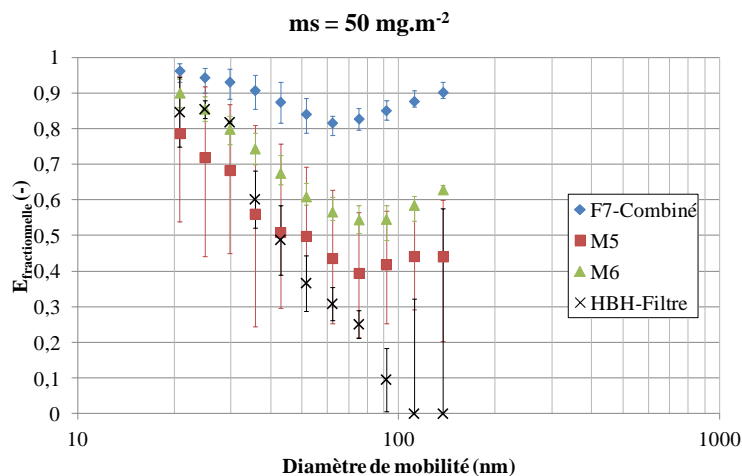




**Figure 3-13 - Efficacités fractionnelles de collecte de particules de suie des différents filtres pour trois degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Pour les particules de suie, les résultats montrent que les valeurs d'efficacité augmentent au cours du colmatage pour tous les filtres à l'exception du filtre M6. La diminution d'efficacité du filtre M6 s'explique par le fait que ce filtre soit électret comme précédemment supposé partie III.4.B.b. Ces résultats permettent également de montrer que les valeurs minimales d'efficacité sont atteintes pour des diamètres de mobilité compris entre 50 et 100 nm pour les filtres M5, M6 et F7-combiné. Cette zone de MPPS est plus faible que celle indiquée dans la littérature, entre 0,1 et 0,4  $\mu\text{m}$  (Bailly et al., 2001c; Bémer et al., 2006), ce qui s'explique par le fait que les valeurs données par la littérature sont pour des diamètres aérodynamiques alors que pour les particules de suie les diamètres de mobilité électrique sont utilisés. La **Figure 3-14** représente les efficacités en début de colmatage en fonction du diamètre de mobilité électrique des particules, afin de comparer les différents filtres pour une masse surfacique de particules de suie déposées de  $50 \text{ mg.m}^{-2}$ . Les efficacités minimales sont de 80 % pour le F7-combiné, 55 % pour le M6, 40 % pour le M5 et moins de 10 % pour le HBH-Filtre. La **Figure 3-14** permet ainsi de montrer de la même manière que la **Figure 3-10** que le filtre F7-combiné est le plus efficace, suivi des filtres M6, M5 et HBH-Filtre. L'efficacité importante du filtre F7-combiné envers les particules de suie s'explique

notamment par la taille des fibres. En effet, plus le diamètre des fibres est petit, meilleur est la collecte des fines et ultrafines particules (Bémer et al., 2006).



**Figure 3-14 - Efficacité fractionnelle des différents filtres testés pour une masse surfacique de particules de suie déposées de 50 mg.m<sup>-2</sup> (valeurs moyennes N=3 et étendues)**

#### III.4.D. Perte de charge

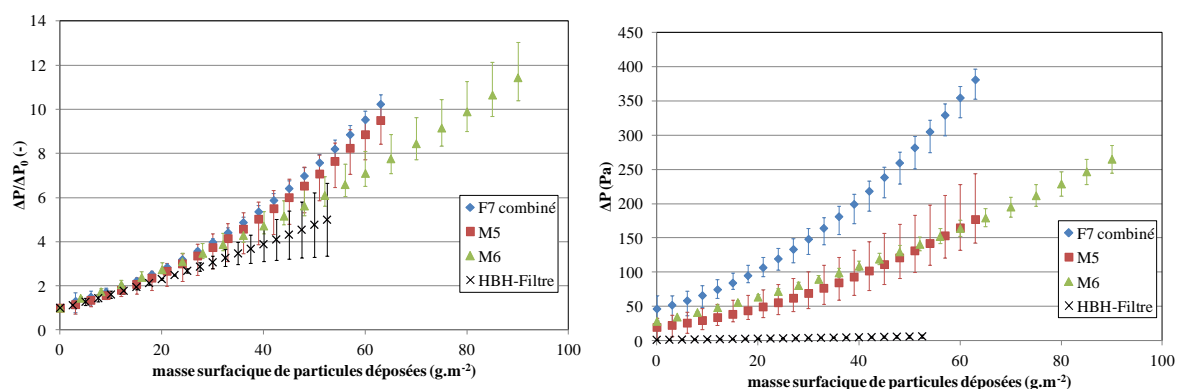
Lors des colmatages, la perte de charge,  $\Delta P$ , du filtre étudié est mesurée en continu. Afin de comparer les différents filtres entre eux, les valeurs des pertes de charge peuvent être normées par rapport à la perte de charge initiale,  $\Delta P_0$ . L'évolution du rapport  $\Delta P / \Delta P_0$  est exprimée en fonction de la masse surfacique de particules collectées par le filtre. L'évolution de la perte de charge du filtre durant son colmatage permet en particulier de déterminer les différentes étapes de filtration, de la filtration en profondeur à la filtration de surface. Les courbes de perte de charge présentées sont les valeurs moyennes calculées à partir de trois colmatages de filtres et l'incertitude correspond aux valeurs maximale et minimale.

##### III.4.D.a. Colmatage avec le riz micronisé

Les courbes de l'évolution du rapport  $\Delta P / \Delta P_0$  et les courbes de l'évolution des pertes de charge  $\Delta P$  pour les colmatages réalisés avec les particules de riz micronisé sont représentées **Figure 3-15**. En termes de rapport  $\Delta P / \Delta P_0$ , les différents filtres ont une augmentation de perte de charge similaire. En ce qui concerne les pertes de charge brutes, les filtres M5 et M6 ont des valeurs moyennes de pertes de charge similaires malgré une incertitude plus importante pour le filtre M5. Le filtre F7-combiné présente des pertes de charge plus

importantes ce qui est normal au vue de sa classification et de sa perméabilité. Cependant, le HBH-Filtre possède une perte de charge remarquablement faible qui varie entre 1 et 7 Pa, ce qui le rend très avantageux du point de vue de la consommation énergétique.

Par ailleurs, les filtres F7-combiné et M5 semblent avoir une phase de filtration en profondeur (en début de colmatage) plus rapide que le filtre M6. Cela signifie que pour les filtres F7-combiné et M5 la formation du gâteau de particules en surface est plus rapide. Concernant le HBH-Filtre, l'évolution de sa perte de charge est très faible au cours du temps, ce qui est cohérent avec sa faible efficacité de collecte des particules.

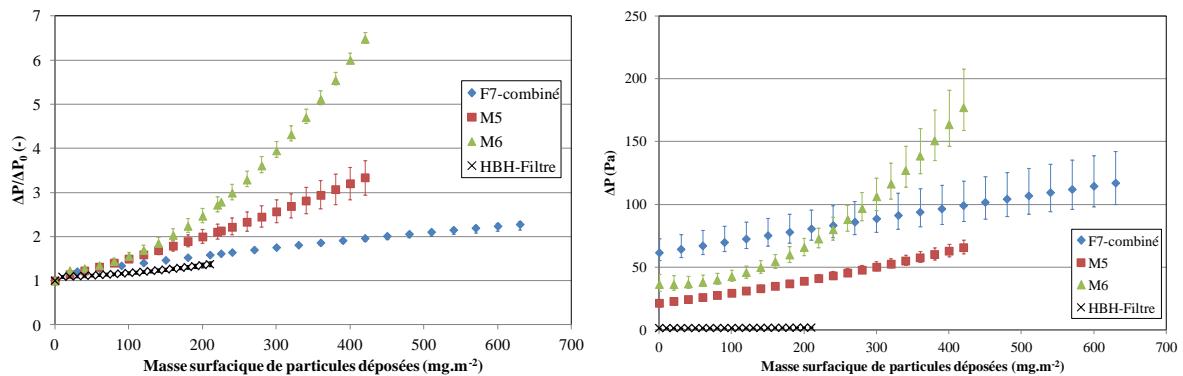


**Figure 3-15 - Evolution des pertes de charge des filtres testés au cours de leur colmatage avec les particules de riz (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

#### III.4.D.b. Colmatage avec les particules de suie

Les courbes de l'évolution des pertes de charge  $\Delta P$  et les courbes de l'évolution du rapport  $\Delta P / \Delta P_0$  pour les colmatages réalisés avec les particules de suie sont représentées **Figure 3-16**. En termes de rapport  $\Delta P / \Delta P_0$ , les différents filtres ont une augmentation de perte de charge différentes contrairement au résultat de colmatage avec les particules de riz micronisé. En effet, le filtre HBH-Filtre est celui dont les pertes de charge augmentent le moins rapidement, cela rejoint les résultats de perte de charge brute, qui comme pour les colmatages avec le riz varient entre 1 et 7 Pa. Au contraire, le filtre M6 est le filtre dont les pertes de charge augmentent le plus rapidement, suivi du filtre M5 puis du F7-combiné. En effet, pour le filtre M6, la phase de filtration en profondeur est beaucoup plus rapide que pour les autres filtres. Cela peut s'expliquer par l'hypothèse que le filtre est électret et que l'efficacité de collecte des particules par les fibres en phase de colmatage en profondeur est plus importante, ce qui conduit plus rapidement à la formation d'un gâteau de particules à la surface du filtre. Concernant les filtres F7-combiné, M5 et HBH-Filtre, il est difficile de

déterminer le début de la phase de filtration en surface, ce qui signifie que ces filtres sont vraisemblablement encore en phase de colmatage en profondeur à l'issue du colmatage avec les particules de suie.



**Figure 3-16 - Evolution des pertes de charge des filtres testés au cours de leur colmatage avec les particules de suie (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

### III.5. Comportement des filtres vis-à-vis des micro-organismes

Le comportement des médias par rapport aux micro-organismes est étudié selon deux critères :

- leur capacité de rétention en eau, qui est un paramètre clé dans la croissance des micro-organismes ;
- le relargage de micro-organismes après un redémarrage de la ventilation, ce qui permet d'évaluer le potentiel de contamination de la QAI par le filtre.

#### III.5.A. Capacité de rétention en eau

Pour estimer le risque de croissance microbienne sur les filtres, des mesures effectuées à l'aide de la méthode Karl-Fisher, 870 KF Titrino Plus Metrohm<sup>®</sup>, ont permis d'estimer la quantité maximale d'eau pouvant être retenue par les filtres. Pour cela, chaque échantillon est d'abord séché à 70°C pendant une semaine pour obtenir sa masse sèche. Ils ont ensuite été placés dans une boîte hermétique durant une semaine à 90% d'humidité relative et 25°C pour assurer la saturation en eau des médias, puis la quantité d'eau a été quantifiée par la méthode Karl Fisher. Les résultats, présentés dans le **Tableau 3-8**, sont exprimés en masse d'eau par surface de média afin de faciliter les comparaisons entre les matériaux.

**Tableau 3-8 - Capacité de rétention en eau des différents filtres étudiés par méthode Karl Fisher (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

	TCA	F7-combiné	HBH-CA	HBH-Filtre	M5	M6
<b>Capacité de rétention en eau (g.m<sup>-2</sup> de filtre)</b>	50 (+2/-1)	56 (+21/-15)	383 (+72/-143)	0,7 (+0,2/-0,1)	1,8 (+0,4/-0,7)	0,4 (+0,3/-0,2)

Les capacités de rétention en eau, exprimée en g.m<sup>-2</sup>, des différents filtres ont été comparées par un test d'analyse de la variance (ANOVA) suivi de tests de Scheffé avec un niveau de confiance de 0,05%. Les analyses statistiques supportent l'hypothèse que les médias contenant du charbon actif (TCA, HBH-CA et F7-combiné) adsorbent une plus grande quantité d'eau que les autres médias (M5, M6 et HBH-Filtres). En effet, les médias fibreux sans charbon actif sont capable de retenir moins d'eau, cela s'explique par la nature hydrophobe des fibres. Par exemple, les filtres M5 et M6, composés de fibres en polypropylène, ont une faible capacité de rétention en eau, ce qui est en accord avec la littérature qui indique un angle de contact de 92° entre une gouttelette d'eau et une surface plane de polypropylène (Feng et al., 2016). De manière générale, quand un liquide est en contact avec la surface d'un solide, un angle de contact se forme. Le liquide va ainsi mouiller le solide plus facilement si ce dernier a une énergie de surface plus importante que le liquide. En fait, les forces d'adhésion du liquide à la surface du solide seront plus importantes que les forces de cohésion du liquide. Ainsi, le mouillage est parfait lorsque l'angle de contact entre les matériaux est égal à zéro, ce qui signifie que les forces d'adhésion sont maximales. Cela est le cas pour les fibres de verre, qui ont un angle de contact de 0° avec une goutte d'eau (Zang et al., 2015), et le charbon actif, qui est un matériau adsorbant.

Les analyses statistiques montrent aussi que le filtre HBH-CA est le filtre adsorbant la plus grande quantité d'eau. Cela s'est traduit visuellement par la condensation de gouttes d'eau à la surface du filtre. A noter, le filtre HBH-CA a été analysé également par pesée en plus de la méthode Karl Fisher car la masse d'eau qu'il contient rend l'analyse difficilement exploitable. En effet, une trop grande quantité d'eau est mesurée par rapport à la faible masse d'échantillon analysée, ce qui induit une grande incertitude sur les résultats. Ainsi, des mesures complémentaires ont été effectuées pour ce filtre en effectuant un séchage à 70°C de 48h, suivi d'une saturation en humidité, puis une mesure de la masse des échantillons a été effectuée. Le résultat obtenu est de 184 (+8/-6) g.m<sup>-2</sup>, il est plus faible qu'avec la méthode

Karl Fisher mais les variations parmi les résultats des trois échantillons sont plus faibles et les quantités d'eau retenue restent très importantes au regard des autres filtres.

Par ailleurs, pour les adsorbants, il est intéressant de comparer les valeurs de capacités de rétention en eau avec les volumes mesoporeux et microporeux obtenus avec les analyses BET. Les valeurs prises pour comparaison sont illustrées dans le **Tableau 3-9** et sont exprimées en volume (cm<sup>3</sup>) par masse de filtre (g). La masse de filtre comprend la masse du charbon actif et des fibres le cas échéant.

**Tableau 3-9 - Volumes poreux et volume d'eau adsorbée par les filtres composés de charbon actif (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

		<b>TCA</b>	<b>F7-combiné</b>	<b>HBH-CA</b>
<b>Volume mesoporeux</b>	<b>(cm<sup>3</sup>/g de filtre)</b>	0,005 (+0,003/-0,003)	0,014 (+0,025/-0,013)	0,146 (+0,103/-0,058)
<b>Volume microporeux</b>	<b>(cm<sup>3</sup>/g de filtre)</b>	0,336 (+0,005/-0,004)	0,117 (+0,018/-0,034)	0,026 (+0,003/-0,003)
<b>Volume eau</b>	<b>(cm<sup>3</sup>/g de filtre)</b>	0,503 (+0,020/-0,012)	0,262 (+0,097/-0,071)	1,166 (+0,219/-0,437)

Le **Tableau 3-9** montre que pour les médias contenant du charbon actif, le volume d'eau retenue est supérieur au volume poreux qu'il soit microporeux ou mesoporeux. Cela signifie qu'en plus de l'adsorption, une partie de l'eau retenue est captée par condensation de l'eau sur les fibres des filtres. Cet effet est d'autant plus important que l'écart entre les volumes est grand. Cela vient appuyer l'observation de formation de gouttelettes d'eau à la surface du filtre HBH-CA, dont le volume d'eau est 6,8 fois supérieur au volume poreux.

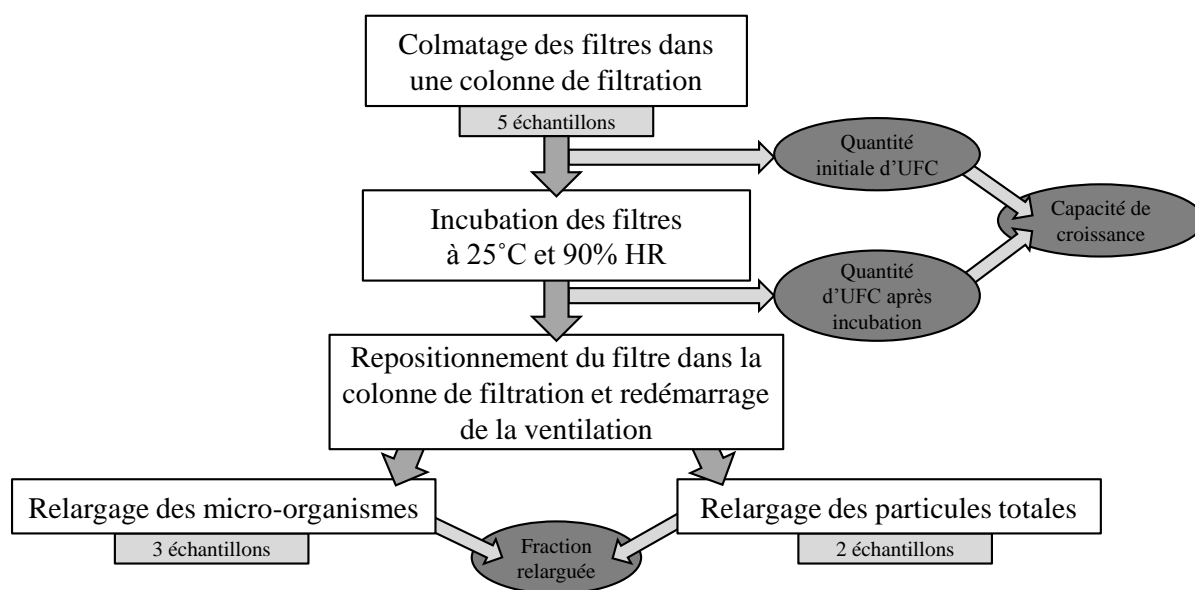
Ces résultats indiquent que la nature des fibres ainsi que la présence de charbon actif influence de manière significative la capacité de rétention en eau des matériaux. Ainsi, les particules microbiennes non collectée par le premier étage de filtration et collectées par l'adsorbant auraient une plus grande chance de se développer en raison de la forte présence d'eau qui peut être retenue. En effet, la capacité de rétention de l'eau d'un matériau peut être reliée avec l'activité de l'eau nécessaire pour la croissance fongique. L'activité de l'eau est définie par le rapport entre la pression de vapeur d'eau d'un matériau humide divisée par la pression de vapeur saturante à la même température. Hocking and Pitt (1979) ont déterminé que l'activité de l'eau minimale pour la croissance de *P. chrysogenum* est de 0.78. De plus, si

les nutriments sont présents en quantité suffisante la littérature montrent qu'une HR supérieure à 70% est suffisante pour activer la croissance microbienne en conditions d'écoulement statique (Kemp et al., 1995; Simmons and Crow, 1995).

### III.5.B. Capacité de relargage microbien

Les tests de relargage microbien permettent de quantifier d'une part la quantité de micro-organismes pouvant se développer sur les médias filtrants, et d'autre part la quantité pouvant être relarguée lors du redémarrage d'un système de ventilation ce qui peut dégrader la QAI. Chaque campagne d'analyse s'est déroulée en trois étapes décrites **Figure 3-17** :

- colmatage des filtres avec les particules de riz micronisé contenant la moisissure ;
- incubation des filtres dans le but de favoriser une croissance microbienne ;
- quantification des micro-organismes et des particules totales relargués après simulation d'un redémarrage de la ventilation.



**Figure 3-17 – Méthodologie suivie pour l'évaluation de la capacité de relargage des filtres testés**

#### III.5.B.a. Colmatage des filtres et incubation des micro-organismes

Cinq échantillons ont été colmatés pour les besoins de quantification des micro-organismes et des particules totales relargués. Les échantillons de média fibreux filtrant ont été colmatés jusqu'à 50% de la perte de charge maximale conseillée par le fabricant à l'aide du générateur de particules RBG 1000 (Palas) avec des particules de riz micronisé contenant naturellement *Penicillium chrysogenum*. La concentration de *P. chrysogenum* dans le riz

micronisé est de  $2250 \pm 850 \text{ UFC.g}^{-1}$  (unité formant colonies par gramme de riz) (Gonzalez Herrera, 2014).

Le colmatage a été réalisé dans une colonne de filtration, de diamètre 45 mm, à la vitesse de filtration nominale des filtres. Les échantillons de filtre en géométrie plane ont été placés dans des porte-filtres amovibles pour ne pas déstructurer le gâteau de particules lors du déplacement du filtre pour incubation. La colonne de filtration est alimentée avec le générateur de particules et le flux d'air est contrôlé avec un débitmètre Mass Flowmeter 4043 (TSI). La perte de charge a été mesurée à l'aide d'un capteur de pression différentielle.

Après le colmatage, les porte-filtres contenant les échantillons ont été placés dans une enceinte hermétique pour une période d'incubation de trois semaines à 25°C et 90% HR pour favoriser le développement fongique (Forthomme et al., 2014; Hamada and Fujita, 2002). Après incubation des échantillons de filtre, **Figure 3-17**, la capacité de croissance de *Penicillium chrysogenum* a été calculée à l'aide de l'équation (3-18) pour chaque filtre.

$$\text{Capacité de croissance} = (UFC_{\text{après incubation}} - UFC_{\text{initiale}}) / UFC_{\text{initiale}} \quad (3-18)$$

Le **Tableau 3-10** permet de récapituler les informations liées au colmatage des filtres et à la croissance microbienne. C'est-à-dire la masse surfacique de particules déposées, la valeur de concentration fongique initiale, la valeur de concentration fongique après la période d'incubation et la capacité de croissance.

**Tableau 3-10 – Informations relatives à la croissance fongique sur les filtres (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>F7-Combiné</b>
<b>Masse de particules de riz collectées</b> (g.m <sup>-2</sup> )	75 ± 15	71 ± 13	135 ± 23
<b>Concentration fongique initiale</b> (UFC.cm <sup>-2</sup> )	17 ± 2	16 ± 2	30 ± 4
<b>Concentration fongique après</b> <b>incubation × 10<sup>6</sup></b> (UFC.cm <sup>-2</sup> )	2,1 ± 0,5	0,13 ± 0,03	5,4 ± 0,6
<b>Capacité de croissance × 10<sup>5</sup> (-)</b>	1,2 ± 0,3	0,14 ± 0,04	1,8 ± 0,2

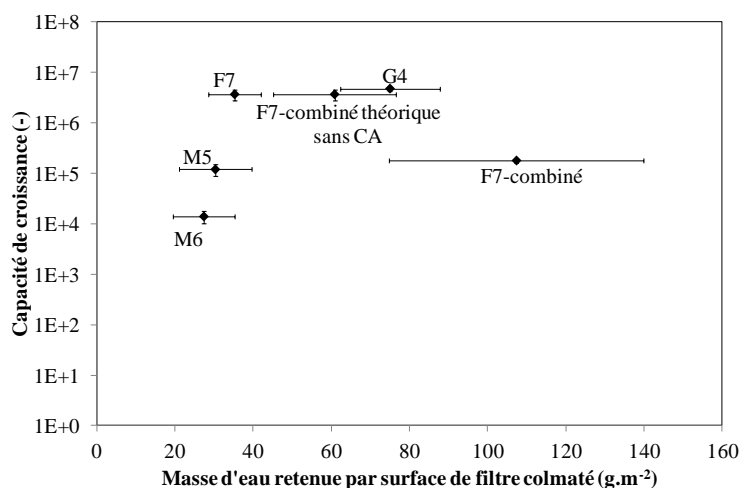
Les valeurs indiquent que les concentrations initiales des filtres M5 et M6 sont similaires, de l'ordre de 15 UFC.cm<sup>-2</sup>, alors que le F7-combiné contient 2 fois plus d'UFC. Les



concentrations après incubation sont comparables pour le F7-combiné et le M5, mais celle du M6 est inférieure d'environ 1 log. Les capacités de croissance obtenues sont de l'ordre de  $10^5$  pour les filtres M5 et F7-combiné, et de l'ordre de  $10^4$  pour le filtre M6.

La capacité de croissance a été tracée en fonction de la masse théorique d'eau retenue par surface de filtre colmaté, **Figure 3-18**. Cette masse est calculée par rapport à la quantité d'eau retenue par le filtre et par les particules de riz micronisé. Par ailleurs, la **Figure 3-18** montre également des résultats pour 2 autres filtres : un filtre G4 (10 AeroPleat Eco, 1474.38.00, Camfil) et un filtre F7 (Hi-Flo TM7, 1368.92.00, Camfil) qui ne sont pas utilisés dans le cadre de cette thèse, mais qui ont servi à étudier l'influence de l'humidité sur la croissance fongique (Morisseau et al., 2016). Les résultats montrent qu'excepté pour le filtre F7-combiné qui contient du CA, la capacité de croissance augmente avec la quantité d'eau possiblement retenue jusqu'à une valeur seuil d'eau retenue. Cela signifie que la capacité de rétention de l'eau est un facteur limitant pour la croissance fongique jusqu'à ce que la capacité de rétention soit égale ou supérieure à la valeur seuil. Par conséquent, la connaissance de la capacité de rétention de l'eau peut aider à limiter la prolifération d'espèce fongique sur des filtres colmatés.

Pour les filtres hydrophobes, c'est-à-dire le M5 et le M6, 90% de la masse d'eau retenue par le filtre colmaté provient du gâteau de particules. Cela confirme l'hypothèse que le gâteau de particules peut changer les propriétés hydrophobiques d'un filtre et donc favoriser la croissance fongique comme montré par Hamada et Fujita (2002).



**Figure 3-18 – Evolution de la capacité de croissance en fonction de la masse d'eau retenue par des filtres colmatés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

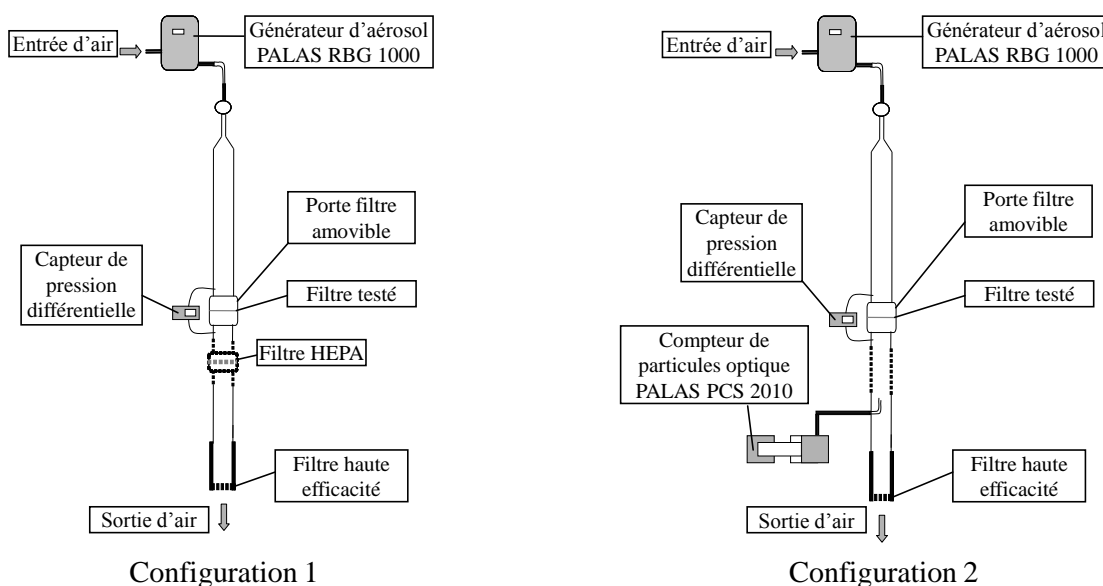
Concernant le filtre F7-combiné, la capacité de croissance fongique est plus faible que celle attendue. Cela peut s'expliquer par le fait que le filtre est composé de 2 couches principales : une en fibres de verre et une de grains de charbon actif. Au regard de l'efficacité de collecte du filtre F7-combiné, la plupart des particules, en particulier les particules fongiques, sont collectées par les fibres de verre et elles ne peuvent pas atteindre le CA qui contient l'eau. Cela rend donc l'eau adsorbée par le CA moins accessible pour *P. chrysogenum*. Par ailleurs, les résultats d'analyse BET ont montré que le CA du filtre F7-combiné a un volume microporeux de  $0,26 \pm 0,07 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$  et un volume mesoporeux de  $0,03 \pm 0,05 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ . Cela montre que le CA est principalement microporeux et la taille des pores disponibles pour l'adsorption de l'eau est inférieure à 2 nm (Rouquerol et al., 1994). Or comme les spores de *P. chrysogenum* ont une taille de  $2,2 \pm 0,6 \mu\text{m}$ , les particules fongiques qui pourraient atteindre le CA du filtre n'ont vraisemblablement pas accès à l'eau adsorbée à l'intérieur des pores. Ce qui signifie que même si le filtre F7-combiné peut retenir une grande quantité d'eau, elle n'est pas nécessairement accessible selon la structure poreuse du CA, ce qui de fait réduit la capacité de croissance du filtre. Par ailleurs, si une grande quantité d'eau peut être adsorbée par le CA, cela peut induire une compétition avec l'adsorption des polluants gazeux.

La masse théorique d'eau retenue par le filtre F7-combiné a également été calculée en supposant qu'il ne contienne pas de CA. Ce résultat présenté en **Figure 3-18** montre que la capacité de croissance est égale à celle du filtre F7, en supposant que la quantité de particules de riz micronisé collectées par le filtre est la même que pour le filtre F7-combiné et que la masse d'eau retenue par le filtre est égale à la masse retenue par le F7. Ainsi malgré la forte incertitude sur la quantité d'eau retenue, la valeur théorique calculée pour le F7-combiné sans CA suit la même tendance que celle des autres filtres sans CA.

Il est important de noter que ces résultats sont valables dans des conditions de laboratoire spécifiques, en particulier pour l'incubation du filtre : arrêt de la ventilation, forte humidité, longue période d'incubation. Dans la littérature, Pasanen et al. (1993) ont obtenu une capacité maximale de croissance de 100 après 35 jours d'incubation à 98% d'HR alors que Forthomme et al. (2014) ont obtenue une capacité de croissance entre  $10^2$  et  $10^3$  avec un filtre F7 incubé à 90% d'HR. La forte capacité de croissance obtenue ( $>10^4$ ) dans la présente étude peut s'expliquer par le choix du couple riz micronisé et de son espèce fongique endogène *P. chrysogenum*.

### III.5.B.b. Quantification des particules relarguées

Après incubation, les porte-filtres contenant les échantillons sont à nouveau placés dans la colonne de filtration (**Figure 3-17** et **Figure 3-19**) pour quantifier le relargage des particules, c'est-à-dire la concentration en particules en aval du filtre, durant un redémarrage de la ventilation. Le redémarrage de la ventilation est effectué à la vitesse de filtration nominale des filtres durant 14 min. Deux types d'analyse sont réalisés séparément dans le but de quantifier d'une part la concentration fongique (**Figure 3-19**, configuration 1), d'autre part la concentration totale et la distribution des tailles de particules relarguées (**Figure 3-19**, configuration 2). Trois échantillons de filtres sont employés pour les analyses fongiques et deux pour le comptage de particules. Les résultats sont exprimés en fonction des valeurs moyennes, minimales et maximales.



**Figure 3-19 - Schéma de la colonne de filtration pour l'étude du relargage des particules : configuration 1 quantification des micro-organismes – configuration 2 quantification des PM totales**

Pour estimer la concentration en *P. chrysogenum* relargués, un filtre absolu (HEPA) d'efficacité H14, vis-à-vis de la norme EN1822:2009 (AX3215, Lydall, France), est installé dans la colonne de filtration en aval du filtre testé, qui a été préalablement colmaté et incubé, pour collecter toutes les particules relarguées pendant le redémarrage de la ventilation. Les échantillons de média incubés et les filtres HEPA sont ensuite analysés pour quantifier la concentration fongique par comptage des unités formants colonies (UFC). Pour cela, les *P. chrysogenum* sont extraits des filtres par agitation durant 2 h dans 50 ml de solution

d'extraction (0.01M de MgSO<sub>4</sub> et 0.25% de Tween 20), puis ils sont traités par ultra-son durant 1 min (Forthomme et al., 2014). Les extraits sont finalement dilués et étalés sur des géloses de Dichloran Rose-Bengal Chloramphenicol (DRBC, Biokan Diagnostics). Après trois jours à température ambiante (23°C ± 2°C), le nombre d'UFC est déterminé. La numération est répétée deux fois pour chaque extrait. La fraction de particules fongiques relarguées est calculée à l'aide de l'équation (3-19). Le calcul est basé sur la quantité d'UFC relarguée lors des essais ainsi que le nombre d'UFC après incubation (avant les essais). Les valeurs obtenues sont récapitulées dans le **Tableau 3-11**.

$$\text{Fraction fongique relarguée} = \text{UFC}_{\text{relargué}} / \text{UFC}_{\text{après incubation}} \quad (3-19)$$

**Tableau 3-11 - Fractions de *Penicillium chrysogenum* relarguées (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

	M5	M6	F7-combiné
Fraction fongique relarguée (%)	0,0735 ± 0,0633	0,1320 ± 0,0365	0,0012 ± 0,0003

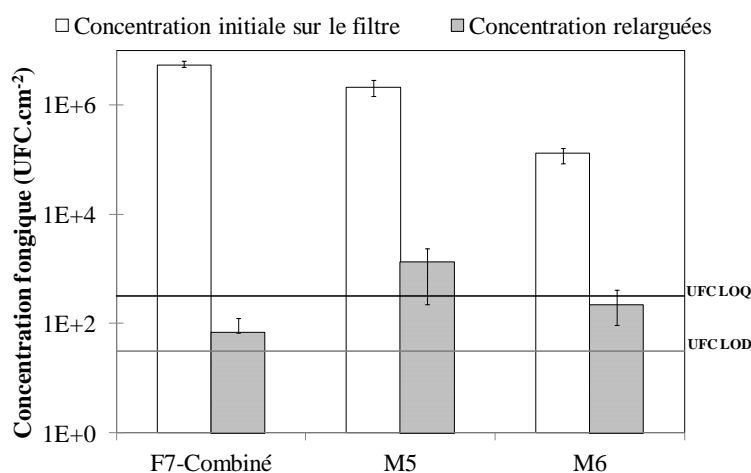
Tout d'abord les valeurs de fraction fongique relarguée obtenues sont du même ordre de grandeur que celle de la littérature. En effet, Forthomme et al. (2014) ont observé des fractions relarguées pour 2 filtres F7 de : 0,082 ± 0,054% pour un filtre en fibres de verre et 0,0075 ± 0,0013% pour un filtre en fibres de polypropylène. Jankowska et al. (2000) ont également observé des fractions fongiques relarguées entre 0,009 et 0,33% pour des filtres F5 et F8.

Les résultats montrent que la fraction de particule fongique relarguée est de l'ordre de 0,1 % pour les filtres M5 et M6. En raison des incertitudes importantes pour le M5, il n'est pas possible d'établir une différence significative avec le M6. En revanche, la fraction pour le F7-combiné, qui est de l'ordre de 0,001 %, est inférieure de 2 log par rapport aux fractions des filtres M5 et M6. Une analyse ANOVA suivie d'un test Scheffé démontre que la fraction relarguée du filtre F7-combiné est différente de celle des deux autres filtres avec un niveau de confiance de 5 %. Cette différence s'explique principalement par le fait que le F7-combiné est beaucoup plus efficace pour collecter les particules que les M5 et M6.

En effet, durant le colmatage, les spores ou les fragments de *P. chrysogenum* sont principalement transportés par la fraction fine des particules de riz micronisé, dont le diamètre est < 1 µm. Ces particules sont donc proches de la MPPS du filtre, entre 0,1 et 0,4 µm, dans

laquelle la pénétration des particules est la plus importante. En outre, les **Figure 3-12** et **Figure 3-14** ont montré que l'efficacité de collecte des particules pour la MPPS est fonction de l'efficacité des filtres. Cela signifie que la profondeur de pénétration des particules fines à l'intérieur du filtre dépend aussi de l'efficacité du filtre. Or les particules fongiques lors de leur croissance vont proliférer en profondeur dans le filtre, ce qui signifie qu'une proportion significative de ces particules sera plus facilement relarguée au redémarrage de la ventilation selon l'efficacité des filtres pour les particules fine.

Afin de compléter la comparaison des filtres un histogramme récapitulatif du nombre d'UFC après incubation et du nombre d'UFC relargués a été réalisé **Figure 3-20**.



**Figure 3-20 - Concentration sur les filtres avant relarguage et concentration relargué (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

La limite de détection (LOD) et la limite de quantification (LOQ) sont définies comme étant égale à 1 et 10 UFC respectivement comptées sur les boites de pétri pour la dilution zéro. Les résultats montrent que les quantités relarguées sont supérieures à la LOD de la méthode analytique. Ils montrent que les concentrations initiales sont similaires pour le F7-combiné et le M5, le M6 étant plus faiblement contaminé. Ils montrent aussi que même si le M5 et le M6 ont une fraction de particules fongique relarguée similaire, les quantités relarguées sont plus faibles pour le M6. Comme montré précédemment, la fraction fongique relarguée a donc tendance à être moins importante pour les filtres les plus efficaces.

La distribution granulométrique ainsi que la concentration des particules relarguées lors du redémarrage de la ventilation sont mesurées à l'aide d'un compteur optique de particule PCS 2010 (Palas) dans la gamme de diamètre optique 0,25 à 17  $\mu\text{m}$  par prélèvements isocinétiques dans la colonne de filtration. Les résultats obtenus ne sont pas exploitables car le

nombre de particules est inférieur à la limite de quantification de l'appareil, qui est de 35 particules par  $\text{cm}^3$ .

### III.6. Propriétés d'adsorption

Cette partie ne concerne que les médias contenant du charbon actif, à savoir le filtre F7 combiné, le filtre TCA et le filtre HBH-CA. Les propriétés d'adsorption de ces filtres sont évaluées vis-à-vis du toluène, le polluant modèle sélectionné pour représenter les BTEX et les HAP légers. Deux types de test ont été réalisés en condition statique, c'est-à-dire sans flux d'air, dans des conditions opératoires spécifiques, à savoir à pression atmosphérique ( $P_{\text{atm}}$ ), 25°C et 10% HR :

- des cinétiques d'adsorption, afin d'évaluer la vitesse d'adsorption du toluène par les adsorbants et la durée nécessaire à l'obtention de l'état d'équilibre, pour une concentration initiale en toluène donnée ;
- des isothermes d'adsorption pour quantifier la quantité maximale de toluène pouvant être adsorbée par les matériaux, pour différentes concentrations initiales en toluène.

#### III.6.A. Cinétiques d'adsorption

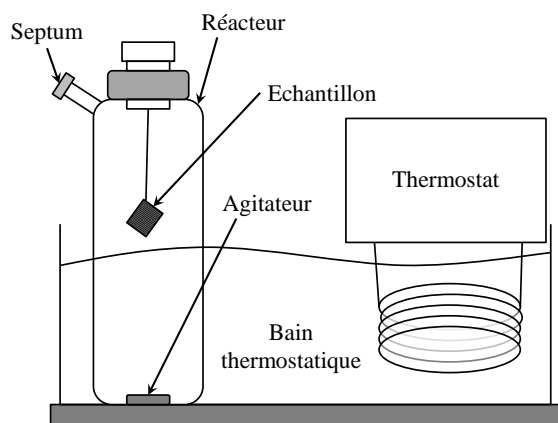
Lorsqu'un matériau adsorbant est mis en contact avec un adsorbat, ici le toluène, la concentration  $C$  dans l'air de ce dernier diminue tandis que la capacité d'adsorption,  $q$ , c'est-à-dire la masse de molécules fixées sur l'adsorbant, augmente jusqu'à ce qu'un équilibre s'établisse. La réalisation d'une cinétique d'adsorption consiste à étudier la décroissance de la concentration en polluant et la croissance de la capacité d'adsorption, équation (3-20), au cours du temps  $t$  jusqu'à l'équilibre.

$$q(t) = \frac{V_{\text{réacteur}} \cdot (C_0 - C(t))}{m_{\text{échantillon}}} \quad (3-20)$$

Avec  $q$  la capacité d'adsorption ( $\text{mg.g}^{-1}$ ),  $V_{\text{réacteur}}$  le volume du réacteur expérimental ( $\text{m}^3$ ),  $C_0$  la concentration initiale en toluène ( $\text{mg.m}^{-3}$ ) et  $m_{\text{échantillon}}$  la masse d'adsorbant (g).

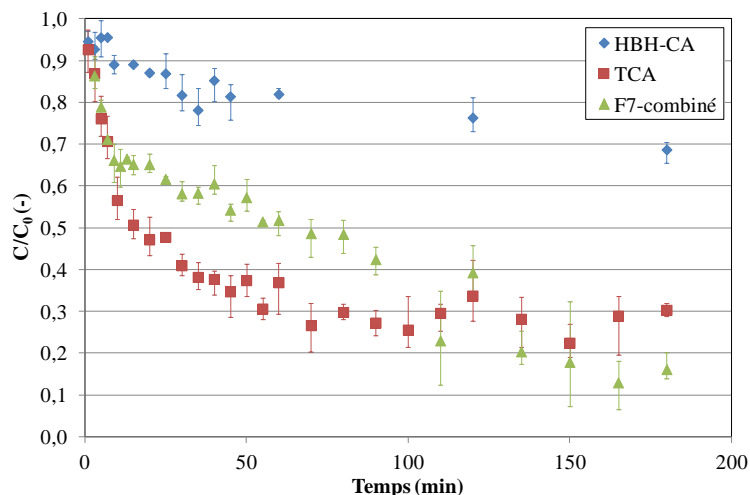
Les cinétiques sont réalisées dans le montage expérimental présenté **Figure 3-21**, sous pression atmosphérique dans des réacteurs fermés de 2 l. Les échantillons d'adsorbants sont préalablement séchés dans une étuve à 70°C durant deux jours. L'humidité relative dans les réacteurs est contrôlée et fixée à 10% par balayage des réacteurs à l'aide d'un flux d'air comprimé. L'échantillon est ensuite introduit dans le réacteur qui est immédiatement fermé de manière hermétique et placé dans un bain thermostatique réglé à 25°C. Le réacteur est agité

continuellement à l'aide d'un barreau magnétique dont la vitesse de rotation est fixée à  $600 \text{ tr.min}^{-1}$ . La masse d'adsorbant utilisée est de 50 mg par réacteur. Le toluène est ensuite injecté à l'aide d'une seringue au travers du septum du réacteur, à l'instant  $t = 0$ , à une concentration initiale de 5000 ppm. A noter, pour simplifier les mesures de toluène, la concentration initiale est volontairement plus importante que celles rencontrées dans l'air extérieur urbain. Des prélèvements de  $100 \mu\text{L}$  sont ensuite régulièrement réalisés jusqu'à ce que la concentration en toluène dans le réacteur atteigne un équilibre. Les prélèvements sont analysés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse, 7820A GC system Agilent technologies<sup>®</sup>, équipé d'un détecteur à ionisation de flamme (FID). La concentration en toluène pour chaque prélèvement est calculée à l'aide d'une courbe d'étalonnage réalisée avant chaque cinétique. A noter, des essais témoins ont également été réalisés pour mesurer l'adsorption sur la verrerie ainsi que l'étanchéité des réacteurs.

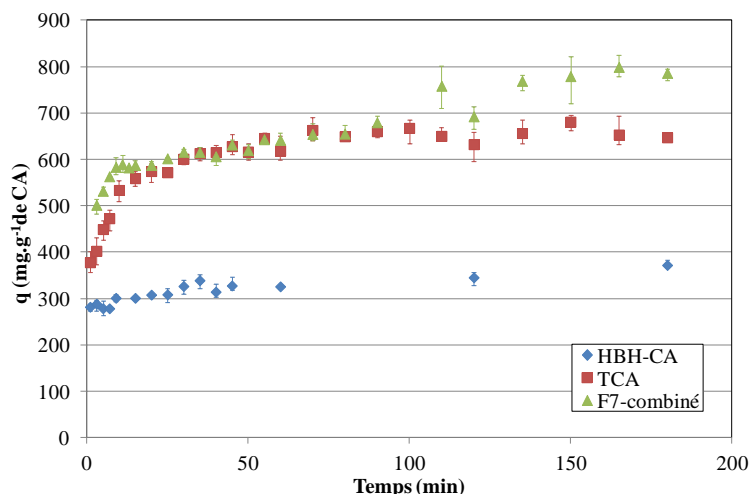


**Figure 3-21 - Schéma du montage expérimental pour l'étude de l'adsorption du toluène sur les différents adsorbants**

La **Figure 3-22** et la **Figure 3-23** présentent respectivement l'évolution au cours du temps de la concentration en toluène dans le réacteur et de la capacité d'adsorption.



**Figure 3-22 - Evolution de la concentration en toluène dans le réacteur fermé au cours du temps pour les trois médias testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**



**Figure 3-23 - Evolution de la capacité d'adsorption du toluène des différents médias testés au cours du temps (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Ces résultats montrent que les médias TCA et F7-combiné se comportent de manière similaire vis-à-vis du toluène en termes de capacité d'adsorption et donc d'efficacité de traitement. Cependant le filtre F7-combiné présente un retard de l'équilibre d'adsorption, qui se traduit par une adsorption plus lente du toluène. En ce qui concerne le filtre HBH-CA sa capacité de traitement est faible, entre 20 % et 30 % d'abattement du toluène, et sa capacité d'adsorption n'évolue presque pas au cours du temps.

Ces résultats permettent aussi de tracer les cinétiques d'adsorption sur les premières minutes de l'analyse. En effet, l'allure linéaire des résultats permet de supposer que dans les premières minutes d'adsorption la cinétique est du premier ordre, l'équation (3-21) permet de



tracer des courbes dont les coefficients directeurs sont les constantes de vitesse,  $k$  ( $\text{min}^{-1}$ ), de la réaction d'adsorption. Le **Tableau 3-12** présente ces constantes ; plus leurs valeurs sont grandes et plus la vitesse d'adsorption est grande. Les résultats montrent que les constantes de vitesse du TCA et du F7-combiné sont plus de 5 fois supérieures au filtre HBH-CA, ce qui confirme les résultats **Figure 3-22** et **Figure 3-23** concernant l'adsorption du toluène sur le filtre HBH-CA qui est beaucoup plus lente. Cela appuie le fait que ce filtre est moins performant en termes d'adsorption du toluène. Par ailleurs la constante de vitesse du filtre TCA est supérieure à celle du filtre F7-combiné, ce qui confirme que la concentration en toluène diminue plus rapidement avec le TCA et que le F7-combiné met davantage de temps pour atteindre l'équilibre, comme l'indique la **Figure 3-23**.

$$\ln(C) = -k \times t + \ln(C_0) \quad (3-21)$$

**Tableau 3-12 - Constantes de vitesse des différents adsorbants (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

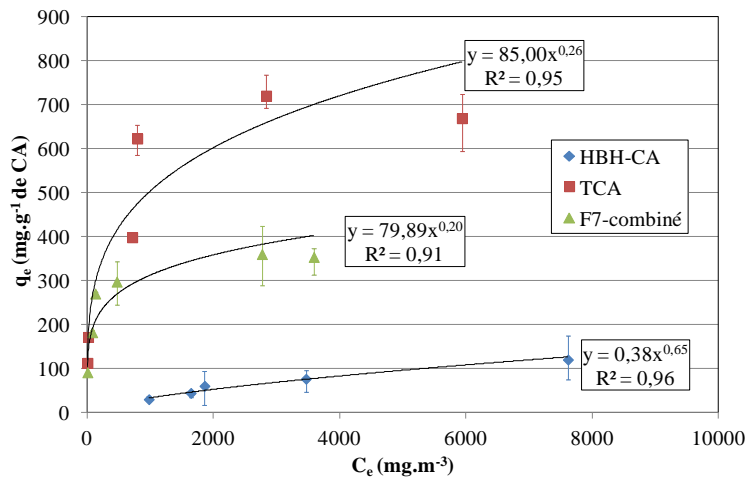
	TCA	F7-combiné	HBH-CA
$k \times 10^{-3}$	55,0	37,8	7,3
( $\text{min}^{-1}$ )	(+1,3/-4,6)	(+6,8/-3,0)	(+1,0/-0,5)

### III.6.B. Isothermes d'adsorption

Comme décrit dans la section III.6.A, lorsque le toluène et un adsorbant sont mis en contact, la concentration de toluène gazeux diminue jusqu'à un équilibre qui est défini par la concentration à l'équilibre,  $C_e$ , et la capacité d'adsorption à l'équilibre associée,  $q_e$ , calculée à l'aide de l'équation (3-20). Les isothermes d'adsorption représentent cet équilibre en décrivant l'évolution de  $q_e$  en fonction de  $C_e$ . La capacité d'adsorption à l'équilibre  $q_e$  augmente avec la concentration à l'équilibre  $C_e$ , puis tend vers une valeur constante maximale. L'objectif des isothermes d'adsorption est de déterminer les capacités maximales d'adsorption pour des conditions opératoires données en termes de pression, température et d'humidité.

Les mesures ont été réalisées dans le même montage expérimental que pour les cinétiques d'adsorption, **Figure 3-21**. La différence est que les mesures de concentrations ne sont réalisées que lorsque l'équilibre est établi afin d'obtenir la valeurs de  $C_e$ . Les échantillons d'adsorbants utilisés ont préalablement été séchés dans une étuve à 70°C durant 2 jours de la

même manière que pour les essais de cinétique. Plusieurs réacteurs, opérant à  $P_{atm}$ , 10 % HR et 25°C, ont été mis en œuvre. Chaque réacteur contient une masse de charbon actif de 50 mg et a été alimenté par une concentration initiale en toluène différente dans une gamme comprise entre 1000 et 10000 ppm. Les cinétiques d'adsorption ayant fait apparaître des équilibres d'adsorption à partir de 4 h de mise en contact, la concentration en toluène dans les réacteurs a été quantifiée 12 h après l'injection de toluène afin de garantir l'état d'équilibre. Les courbes d'isotherme finales sont présentées **Figure 3-24**.



**Figure 3-24 - Isotherme d'adsorption du toluène à 25°C et 10% HR pour les différents médias testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

La figure montre que le filtre HBH-CA possède la plus faible capacité d'adsorption en comparaison avec les autres filtres. Le filtre TCA a également une capacité d'adsorption supérieure au F7-combiné. Ces résultats viennent appuyer les résultats obtenus lors des mesures de surfaces spécifiques BET et lors des essais de cinétique en termes de performances d'adsorption. 3 modèles de la littérature ont été testés (Ruthven, 1984; Tien, 1994) : Langmuir (3-22), Langmuir-Freundlich (3-23) et Freundlich (3-24). Le modèle de Freundlich permet d'obtenir la meilleure description des résultats expérimentaux. Cependant, le modèle de Freundlich ne permet pas de calculer de capacités maximales d'adsorption, par conséquent le coefficient  $K_F$  est utilisé à la place pour évaluer la capacité maximale d'adsorption.

$$q_{e-L} = \frac{b_L \times q_{mL} \times C_e}{1 + (b_L \times C_e)} \quad (3-22)$$

Où  $q_{mL}$  (mg.g<sup>-1</sup>) est la capacité maximale d'adsorption et  $b_L$  (mg<sup>-1</sup>.m<sup>3</sup>) la constante d'équilibre.

$$q_{e-LF} = \frac{b_{LF} \times q_{mLF} \times C_e^{1/n_{LF}}}{1 + (b_{LF} \times C_e^{1/n_{LF}})} \quad (3-23)$$

Où  $q_{mLF}$  ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ),  $b_{LF}$  ( $\text{mg}^{-1/n_{LF}} \cdot \text{m}^{3/n_{LF}}$ ) et  $n_{LF}$  (-) sont les paramètres du modèle.

$$q_e = K_F \times C_e^{1/n_F} \quad (3-24)$$

Où  $K_F$  ( $\text{mg}^{1-1/n_F} \cdot \text{m}^{3/n_F} \cdot \text{g}^{-1}$ ) et  $n_F$  (-) sont des paramètres du modèle de Freunlich caractéristique du couple polluant/adsorbant.

## IV. Sélection de la combinaison de traitement optimale

La solution de traitement optimale parmi les trois proposées au chapitre 2 partie III.2 sera sélectionnée à l'issue de cette partie pour les essais multi-polluants en conditions contrôlées et en conditions réalistes. Différentes méthodes d'aide multicritère à la décision existent, telle que la méthode ELECTRE ou la méthode PROMETHEE. Cependant, dans le cas présent une méthode plus quantitative reposant sur les résultats expérimentaux est proposée.

### IV.1. Définition des critères de comparaison

Différents critères ont été établis, pour sélectionner la solution la plus adaptée à une mise en œuvre dans un logement individuel. Ils sont répartis en 4 catégories principales : le coût d'investissement, le coût de fonctionnement, les performances de traitement, et le risque de contamination biologique. Chacune de ces catégories peut prendre en compte plusieurs critères selon les informations nécessaires pour la prise de décision. Pour chaque solution et chaque critère, une valeur quantitative correspondante est attribuée. Les valeurs pour chaque critère sont présentées dans le Tableau 3-13, qui présente la valeur la plus favorable parmi les valeurs obtenues par chaque solution de traitement. La valeur la plus favorable et les valeurs de chaque solution sont comparées et des points sont attribués. Plus les valeurs des solutions sont proches de la valeur favorable, plus elles gagnent de points. La solution ayant le plus de points est ainsi sélectionnée pour les différents essais multi-polluants (conditions contrôlées et conditions réalistes).

#### IV.1.A. Coût d'investissement

Le coût d'investissement a été calculé pour chaque solution à partir du prix de chaque filtre testé. Les prix ont été ramenés en euro par unité de surface de matériaux. Ensuite, les surfaces utilisées pour chaque combinaison ont été calculées à partir des paramètres nominaux d'utilisation des filtres donnés par les constructeurs, ainsi que des dimensions de la canalisation et du débit nominal de traitement de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Ainsi connaissant la surface à utiliser pour chaque filtre un prix par solution a été calculé. Pour les solutions comprenant 2 étages dont un adsorbant, le prix de cet adsorbant a été calculé en supposant qu'une seule couche de matériau en géométrie plane est utilisée. Ainsi les valeurs finales pour chaque solution sont les sommes des prix des matériaux nécessaires multipliées par le nombre de filtres à utiliser pour une utilisation d'un an. Par exemple si une combinaison ne peut être

utilisée que 6 mois, le prix de la combinaison a été multiplié par 2 pour obtenir le coût d'investissement annuel. La valeur favorable sélectionnée correspond à la valeur du coût minimal, en euro, obtenue parmi les différentes solutions pour une durée d'utilisation d'un an.

#### IV.1.B. Coût de fonctionnement

Le coût de fonctionnement a été établi pour une utilisation de 1 an et pour une surface de filtre déterminée en fonction des conditions nominales de fonctionnement. Ainsi la quantité de particules à traiter par mois a été calculée à partir du débit nominal de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  et des concentrations moyennes en particules,  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ , retrouvées dans l'air extérieur. En fonction de cette quantité et des résultats d'efficacité massique totale obtenus pour les particules de riz micronisé, une quantité de particules collectées a été calculée. Une valeur de masse surfacique de particules collectées a ainsi pu être associée aux pertes de charge de chaque filtre. Cela permet d'attribuer une perte de charge équivalente théorique à chaque mois d'utilisation du filtre sur la période d'utilisation d'un an. Si les pertes de charge dépassent les pertes de charge préconisées par les constructeurs alors que l'année n'est pas finie, un nouveau filtre est mis en place. Cela permet d'évaluer un des critères du coût de fonctionnement, à savoir la durée d'utilisation du filtre en nombre de mois. La valeur favorable de ce critère sera alors le nombre de mois d'utilisation maximal parmi l'ensemble des filtres testés.

Enfin, la courbe des pertes de charge en fonction des mois d'utilisation pour une année permet de quantifier le coût de fonctionnement de chaque filtre. Pour cela, l'aire sous la courbe des pertes de charge est déterminée sur l'année et une valeur moyenne rapportée au mois est calculée. Cette valeur ainsi obtenue sert pour une comparaison quantitative du critère correspondant à la valeur moyenne du coût d'utilisation pour un mois, en Pa.mois. La valeur la plus favorable de ce deuxième critère est la valeur minimale obtenue parmi les différents filtres.

#### IV.1.C. Performances de traitement

Les performances de traitement sont évaluées en distinguant séparément les performances de filtration et les performances d'adsorption.

#### IV.1.C.a. Filtration

Les critères caractéristiques de la filtration ont été définis à partir des efficacités totales et fractionnelles pour les deux types de particules étudiées, à savoir les particules de suie et les particules de riz micronisé. Les valeurs servant pour la comparaison ont ainsi été calculées par la même méthode pour les 2 types de particules.

Tout d'abord, un premier sous-critère est calculé par rapport à l'efficacité totale. Il consiste à calculer l'aire sous la courbe d'efficacité totale (en nombre) jusqu'à un degré de colmatage moyen pour chacun des filtres, c'est-à-dire jusqu'à  $30 \text{ g.m}^{-2}$  pour les particules de riz micronisé et jusqu'à  $225 \text{ mg.m}^{-2}$  pour les particules de suie. Cela permet de calculer la masse surfacique de l'ensemble des particules collectées jusqu'à un certain degré de colmatage sans tenir compte uniquement d'une valeur d'efficacité.

Un deuxième sous-critère est calculé à partir des efficacités fractionnelles de chaque filtre à un degré de colmatage moyen, c'est-à-dire à  $30 \text{ g.m}^{-2}$  pour les particules de riz micronisé et à  $225 \text{ mg.m}^{-2}$  pour les particules de suie. Ce sous-critère est calculé en intégrant l'aire sous les courbes d'efficacité fractionnelle aux degrés de colmatage choisis. Cela permet de prendre en compte l'efficacité de filtration pour l'ensemble des tailles de particule. Les valeurs favorables sélectionnées dans la suite sont les valeurs maximales calculées parmi les différentes solutions pour chacun des deux sous-critères. En effet, plus l'aire sous la courbe calculée est importante et plus le filtre est efficace vis-à-vis des particules collectées.

#### IV.1.C.b. Adsorption

Les critères représentant les performances d'adsorption sont définis à l'aide des expériences de cinétique et d'isothermes d'adsorption réalisées avec le toluène (représentant les BTEX).

Tout d'abord, un premier critère est obtenu avec les expériences de cinétique d'adsorption. Il est représenté par la constante de vitesse calculée en supposant la réaction d'adsorption du premier ordre. La valeur favorable sélectionnée est la valeur la plus importante parmi les différentes solutions, ce qui correspond à la cinétique d'adsorption la plus rapide.

Le deuxième critère est établi suite aux résultats des expériences d'isotherme d'adsorption. Le coefficient du modèle de Freundlich,  $K_F$ , a été choisi comme critère car il est proportionnel à la capacité d'adsorption et permet donc de représenter de manière quantitative les capacités d'adsorption issues des isothermes. La valeur favorable sélectionnée est la valeur

maximale obtenue parmi les différentes solutions car elle est représentative de la plus forte capacité d'adsorption.

#### IV.1.D. Risque de contamination biologique

Les critères de risque de contamination biologique sont définis par 2 critères correspondant à la fraction microbienne de particules relarguées lors du redémarrage de la ventilation, et à la capacité de rétention en eau de chaque filtre.

Le premier critère, la fraction microbienne relarguée, exprimée en %, permet d'évaluer le risque de dissémination des micro-organismes à partir d'un filtre contaminé. Le deuxième critère, la capacité de rétention en eau, exprimé en  $\text{g.m}^{-2}$  de filtre, permet lui d'évaluer le potentiel de développement et de croissance des champignons via la quantité d'eau disponible sur le matériau. Pour chacun de ces 2 critères, la valeur minimale parmi les différentes solutions est définie comme étant la valeur la plus favorable car elle présente le plus faible risque de biocontamination.

**Tableau 3-13 - Critères de comparaison et valeurs quantitatives associées pour chacune des différentes solutions de traitement**

		Solutions				Valeur favorable	
		F7-combiné	M5/TCA	M6/TCA	HBH		
Coût investissement pour la surface mise en œuvre ( $\text{€}.\text{solution}^{-1}$ )		6,8	7,9	8,1	10,9	<b>6,8</b>	
Coût fonctionnement filtre pour la surface mise en œuvre pour 1 an	Moyenne par mois (Pa.mois)	191	160	186	4	<b>4</b>	
	Durée d'utilisation (mois)	6	4	5	12	<b>12</b>	
Performances de traitement	Filtration ( $\text{g/m}^2$ ou $\text{mg/m}^2$ )	E riz jusqu'à $30 \text{ g.m}^{-2}$	27	21	26	5	<b>27</b>
		E fract riz à $30 \text{ g.m}^{-2}$	19	19	19	12	<b>19</b>
		E suies jusqu'à $225 \text{ mg.m}^{-2}$	197	124	140	86	<b>197</b>
		E fract suies à $225 \text{ mg.m}^{-2}$	281	140	194	56	<b>281</b>
	Adsorption	Cinétique ( $\text{min}^{-1}$ )	0,038	0,055	0,055	0,007	<b>0,055</b>
		Isotherme (-)	80	85	85	0,4	<b>85</b>
Risques biologiques	Fraction <i>Penicillium</i> relarguée (%)	0,001	0,063	0,167	(-)	<b>0,001</b>	
	Capacité de rétention en eau rapporté à la surface mise en œuvre ( $\text{g.m}^{-2}$ )	9,7	1,3	1,2	78,5	<b>1,2</b>	

## IV.2. Méthode de comparaison quantitative pour le choix de la combinaison de traitement la plus favorable

L'analyse effectuée pour la sélection de la solution de traitement la plus favorable est faite de manière quantitative. Dans un premier temps, pour chacun des différents critères, un ratio est calculé entre la valeur favorable et la valeur de chaque solution, selon l'équation (3-25) si la valeur favorable est un maximum, ou selon l'équation (3-26) si elle est un minimum. L'objectif de ces ratios est de pouvoir comparer les valeurs de chaque solution par rapport à la solution dont la valeur est la plus favorable pour l'étude. Ce ratio est égal à 1 pour la solution possédant la valeur la plus favorable, et il se rapproche de 0 si les écarts entre les valeurs sont importants.

$$Ratio_{maximal} = \frac{Valeur_{solution}}{Valeur_{favorable}} \quad (3-25)$$

$$Ratio_{minimal} = \frac{Valeur_{favorable}}{Valeur_{solution}} \quad (3-26)$$

Dans un second temps, chacune des 4 catégories (le coût d'investissement, le coût de fonctionnement, les performances de traitement et le risque de contamination biologique) est notée sur une base de point identique de 5 points de manière à donner le même poids à chaque catégorie. Les 5 points de chacune des catégories sont ensuite répartis entre chaque critère. Chaque solution se voit ensuite attribuer des points par multiplication du nombre de point attribué avec le ratio minimal ou maximal précédemment calculé. L'ensemble des points obtenus par les différents critères des différentes solutions sont récapitulés dans le Tableau 3-14. La somme de tous les points ainsi attribués aux différents critères de chaque solution étudiée permet de noter ces solutions sur 20 points, la solution ayant la note la plus élevée est sélectionnée pour les études expérimentales multi-polluants.



**Tableau 3-14 - Points attribués à chaque critère pour les différentes solutions de traitement**

		Solutions				Note sur	
		F7-combiné	M5/TCA	M6/TCA	HBH		
Coût investissement pour la surface mise en œuvre (€.solution <sup>-1</sup> )		5,0	4,3	4,2	3,1	<b>5</b>	
Coût fonctionnement filtre pour la surface mise en œuvre pour 1 an	Moyenne par mois (Pa.mois)	0,1	0,1	0,1	2,5	<b>2,5</b>	
	Durée d'utilisation (mois)	1,3	0,8	1,0	2,5	<b>2,5</b>	
Performances de traitement	Filtration (g/m <sup>2</sup> ou mg/m <sup>2</sup> )	E riz jusqu'à 30 g.m <sup>-2</sup>	1,0	0,8	1,0	0,2	<b>1</b>
		Efract riz à 30 g.m <sup>-2</sup>	0,25	0,24	0,25	0,15	<b>0,25</b>
		E suies jusqu'à 225 mg.m <sup>-2</sup>	1,0	0,6	0,7	0,44	<b>1</b>
		Efract suies à 225 mg.m <sup>-2</sup>	0,25	0,12	0,17	0,05	<b>0,25</b>
	Adsorption	Cinétique (min <sup>-1</sup> )	0,86	1,25	1,25	0,17	<b>1,25</b>
		Isotherme (-)	1,17	1,25	1,25	0,01	<b>1,25</b>
Risques biologiques	Fraction <i>Penicillium</i> relarguée (%)	2,5	0,0	0,0	0,0	<b>2,5</b>	
	Capacité de rétention en eau rapporté à la surface mise en œuvre (g.m <sup>-2</sup> )	0,3	2,2	2,5	0,0	<b>2,5</b>	
<b>Total</b>		<b>13,6</b>	<b>11,7</b>	<b>12,4</b>	<b>9,1</b>	<b>20,0</b>	

Les résultats montrent que les solutions F7-combiné, M5/TCA et M6/TCA ont des performances proches pour les critères étudiés, mais que la solution du F7-combiné a un score plus important que les autres solutions. En outre, la mise en place d'un seul étage de traitement avec le filtre F7-combiné permet de simplifier le module à implanter dans une VMC, et donc de réduire les coûts de maintenance par le changement d'un seul élément. Par conséquent, la solution du filtre F7-combiné est sélectionnée pour la suite de l'étude qui consiste en deux campagnes expérimentales : une en conditions contrôlées et une en conditions réalistes qui font l'objet des chapitres 4 et 5 respectivement.

## V. Conclusion

Ce chapitre a tout d'abord décrit le pilote expérimental élaboré au sein de l'école des Mines de Nantes et dédié à la caractérisation des performances de traitement des différents filtres testés. Ce pilote sera également employé pour les essais expérimentaux multi-polluants en conditions contrôlés. Le pilote expérimental comprend le système de traitement thermique pour la régénération partielle de l'adsorbant et la dessiccation du filtre, ainsi que les moyens de génération et de mesure des polluants utilisés.

La caractérisation des différents matériaux des trois solutions de traitement proposées a été conduite. Les propriétés de structure, les performances de traitement, en adsorption comme en filtration, et le comportement des filtres au regard de *Penicillium chrysogenum* ont été expérimentalement déterminés.

L'ensemble de ces caractéristiques a permis de sélectionner une solution, parmi les trois proposées, qui possède les propriétés les plus favorables au traitement multi-polluants pour un logement individuel. Pour cela, une méthode de comparaison quantitative a été mise en place. La solution consistant à mettre en œuvre un filtre F7-combiné a été choisie. Ce filtre F7-combiné sera donc utilisé pour la suite de l'étude expérimentale du traitement multi-polluants en conditions contrôlées puis en conditions réalistes présentée dans les chapitres suivants.



## Chapitre 4

### Performances de traitement multi-polluants du procédé combiné en conditions contrôlées

## I. Introduction

Les résultats du précédent chapitre ont permis de sélectionner un filtre F7-combiné pour le traitement de l'air extérieur urbain transféré à l'intérieur d'un bâtiment via le système de ventilation. Ce chapitre porte sur l'étude des performances de ce filtre pour la purification multi-polluants, des gaz et particules représentatifs de l'air urbain, en conditions contrôlées.

Dans un premier temps, une étude préliminaire pour optimiser les conditions du traitement thermique a été conduite. Son objectif est d'abord de déterminer les paramètres du chauffage à appliquer pour régénérer partiellement l'adsorbant et maintenir des performances de traitement satisfaisantes tout en limitant la consommation énergétique. Puis, l'effet du traitement thermique sur la population de *P. chrysogenum*, préalablement collecté par le filtre, a été étudié.

Dans un second temps, le prototype de filtre utilisé et la méthodologie suivie lors des essais multi-polluants en conditions contrôlées sont présentés. Le pilote expérimental utilisé est celui décrit dans la partie II du chapitre 3.

Enfin, les résultats de la campagne d'essais multi-polluants en conditions contrôlées sont décrits en termes de suivi temporel des performances du filtre F7-combiné testé. Les effets du traitement thermique concernant la régénération de l'adsorbant et la limitation de la population fongique sont présentés. Les interactions pouvant avoir lieux entre les différents polluants sont étudiées en comparant les résultats obtenus avec les précédents résultats de caractérisation des performances du filtre F7-combiné vis-à-vis de chaque polluant individuellement (cf. chapitre 3).

## II. Optimisation des conditions opératoires du traitement thermique

Différents paramètres doivent être déterminés pour conduire la régénération d'un adsorbant par traitement thermique : la température, la durée et la fréquence du traitement. En ce qui concerne la température, le fabricant de filtre préconise une température maximale d'utilisation en continu de 70°C pour ne pas détériorer les matériaux qui constituent le filtre. Cette température constitue la limite maximale de température de traitement applicable dans ce cas d'étude, elle est donc retenue comme température de traitement.

Quant à la durée du traitement et à sa fréquence, ces paramètres ont été déterminés pour l'adsorption et la désorption du toluène sur le filtre F7-combiné. Un compromis entre la désorption du toluène et le coût de fonctionnement du traitement thermique sera fait. Dans le but de répondre au verrou scientifique de développement de la flore microbienne sur le filtre, l'effet du traitement thermique a aussi été étudié sur la population de *P. chrysogenum* pour différentes configurations de chauffage en conditions statiques et en écoulement d'air dynamique.

### II.1. Etude de la désorption du toluène

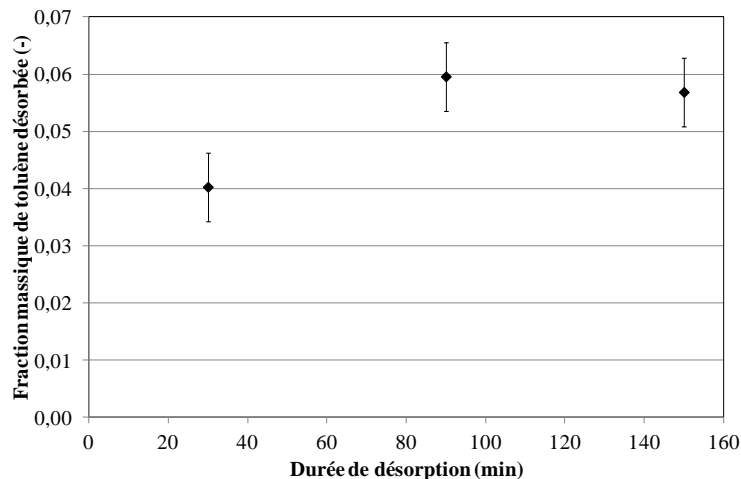
La désorption du toluène à 70°C est étudiée d'abord en termes de durée de régénération thermique, puis en termes de cycle adsorption/désorption. L'ensemble de ces essais a été réalisé à l'aide du pilote de laboratoire décrit en partie II du chapitre 3.

#### II.1.A. Effet de la durée du traitement

Deux campagnes d'essais ont été réalisées afin de déterminer la durée de régénération thermique optimale. A noter, pour l'ensemble des essais, l'incertitude correspond à l'incertitude des analyses chromatographe FID, elle est égale à 5 fois la valeur du bruit de fond.

Dans la première campagne, un filtre combiné vierge en géométrie plane a été employé pour chaque essai. Une concentration en toluène de 250  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a été générée durant 2h45 à une vitesse de filtration de 0,13  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  (vitesse de filtration nominale) à pression atmosphérique. Trois durées de régénération thermique ont été testées : 30 min, 1h30 et 2h30.

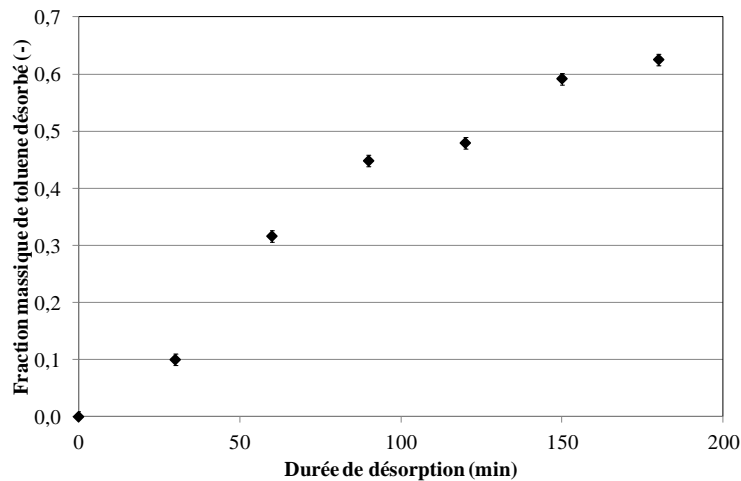
L'évolution de la fraction massique de toluène désorbée en fonction de la durée de régénération de l'adsorbant est représentée sur la **Figure 4-1**. Les résultats montrent une augmentation de la fraction massique de toluène désorbée entre 30 min et 1h30 de traitement thermique, alors que la fraction reste stable entre 1h30 et 2h30. Cela signifie que dans les conditions opératoires testées, une durée de régénération thermique de 1h30 est optimale.



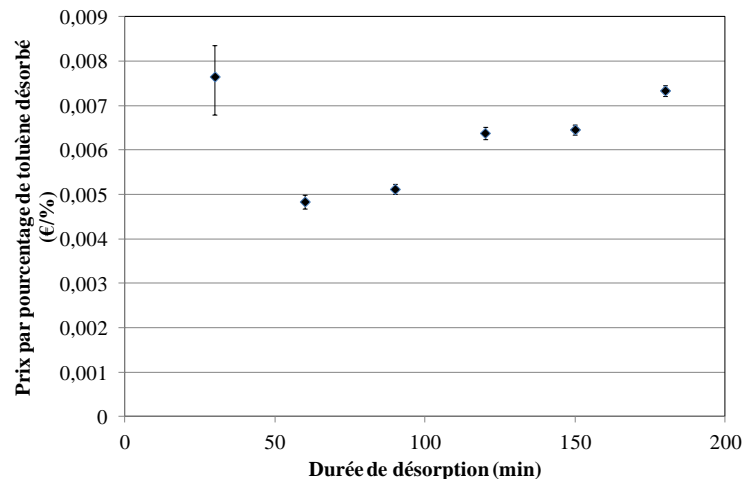
**Figure 4-1 - Influence de la durée de régénération thermique à 70°C sur la désorption de toluène pour des filtres F7-combinés neufs en géométrie plane (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

Des essais complémentaires ont été réalisés en employant le même filtre F7-combiné, en géométrie plissée, pour l'ensemble des essais. Le filtre a été régénéré après chaque cycle d'adsorption. Plusieurs durées de désorption, entre 30 min et 3 h, ont été testées. Une concentration en toluène de  $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (représentant la concentration annuelle maximale en BTEX, **Tableau 2-2**) a été générée durant 2h45 avant chaque étape de désorption du filtre. L'évolution de la fraction massique de toluène désorbée en fonction de la durée de régénération thermique est représentée sur la **Figure 4-2**. Les résultats montrent que la fraction de toluène désorbée augmente avec la durée de régénération, mais cette augmentation n'est pas linéaire. Pour une durée de régénération supérieure à 1h30 la fraction de toluène désorbée augmente faiblement, elle n'augmente que de 17% entre 1h30 et 3h de régénération alors que la fraction de toluène désorbée est déjà de 45% pour 1h30 de régénération. La **Figure 4-3** présente le coût de régénération d'un pourcent de toluène avec le filtre F7-combiné testé en fonction de la durée de régénération thermique. Le prix a été estimé en fonction de la puissance électrique des résistances chauffantes, de la durée du chauffage et du

prix de l'électricité (supposé à  $0,17\text{€}\cdot\text{kWh}^{-1}$ ). La figure montre ainsi que le prix est le plus faible pour des durées de régénération thermique entre 1h et 1h30. Or le gain en termes de régénération de l'adsorbant est faible après 1h30 de traitement par rapport au coût de fonctionnement du chauffage. Donc le temps de régénération de 1h30 est sélectionné pour la suite des essais.



**Figure 4-2 – Influence de la durée de régénération thermique sur la désorption de toluène pour un filtre F7-combiné en géométrie plissée (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**



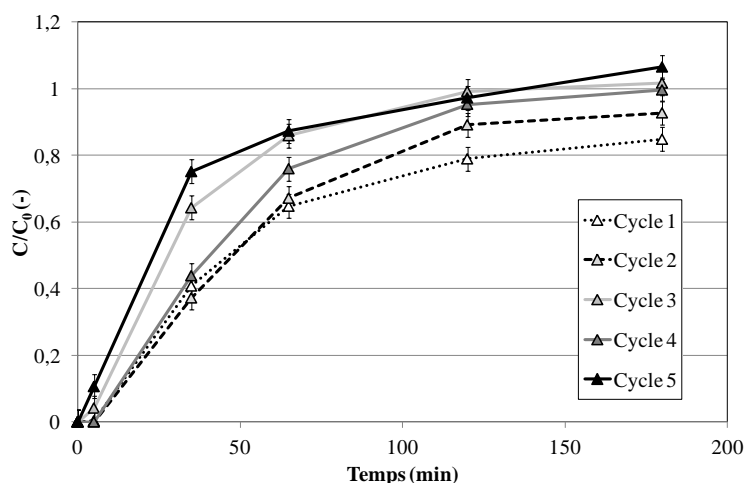
**Figure 4-3 – Influence de la durée de régénération thermique sur le prix d'un pourcent de toluène régénéré pour un filtre F7-combiné en géométrie plissée (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**



### II.1.B. Etude des cycles d'adsorption/désorption

Pour une durée de régénération thermique de 1h30 des essais en cycle d'adsorption/désorption ont été réalisés. Une concentration en toluène de  $250 \mu\text{g.m}^{-3}$  a été générée en amont du filtre durant 2h45 pour chaque cycle. La quantité de toluène générée correspond à la quantité maximale journalière représentative de la pollution atmosphérique (partie III.2 de ce chapitre).

La **Figure 4-4** montre l'évolution de la concentration en aval du filtre F7-combiné pour différents cycles d'adsorption/désorption. Après 2h, pour les cycles 1 et 2 les concentrations mesurées en aval n'ont pas atteint le niveau de concentration généré en amont ce qui peut s'expliquer par le fait que la saturation de l'adsorbant n'est pas atteinte au bout cette durée.



**Figure 4-4 - Concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné en fonction des différents cycles d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

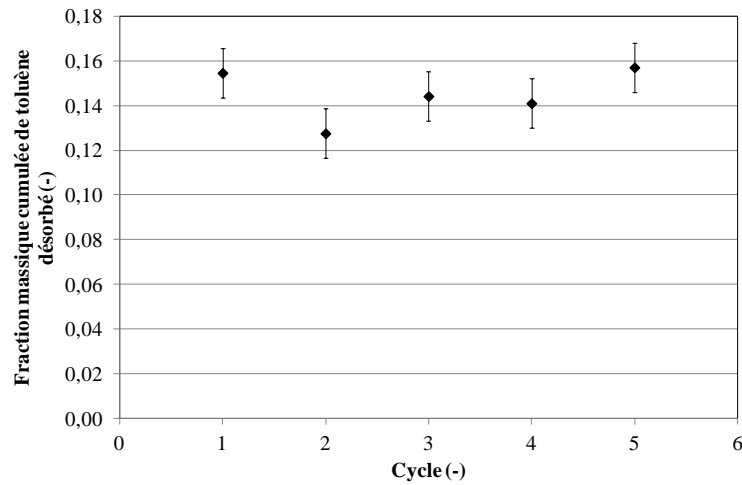
La **Figure 4-4** montre également que pour les cycles 3 à 5 la saturation de l'adsorbant est plus facilement obtenue. Ces différences entre les 2 premiers cycles et la suite de l'étude peut s'expliquer par le fait que la désorption n'est pas complète et qu'une partie du toluène adsorbé, en particulier dans les parties les plus microporeuses de l'adsorbant, n'est pas désorbable (Le Cloirec, 2003). Ainsi, la fraction de toluène non désorbable augmente au cours des cycles, ce qui réduit le temps nécessaire à la saturation et permet de retrouver le niveau de concentration initiale à partir du cycle 3. La concentration de toluène générée représentant la quantité journalière de toluène maximale dans l'air urbain, la saturation du filtre après les 2h45 de génération confirme le besoin de le régénérer. Ainsi la fréquence de traitement

thermique, à 70°C durant 1h30, nécessaire pour maintenir des performances de traitement satisfaisantes doit être journalière.

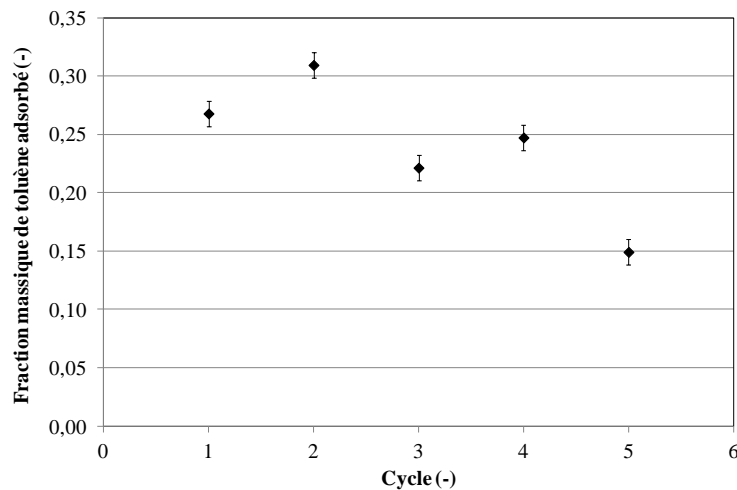
Par ailleurs, la **Figure 4-5**, qui décrit l'évolution de la fraction cumulée de toluène désorbée au cours des cycles, montre que chaque cycle permet de désorber une fraction similaire de toluène de l'ordre de 15%. La régénération thermique permet également de maintenir une efficacité d'adsorption du toluène, comme illustré sur la **Figure 4-6**. Cette figure montre que la fraction de toluène adsorbée est maintenue entre 15% et 30% au cours des 5 cycles, mais que la fraction adsorbée a aussi tendance à diminuer au cours des cycles. Ce résultat peut s'expliquer par une désorption naturelle d'une très faible quantité de toluène entre deux cycles de génération étant donné que le flux d'air est permanent (Gallego et al., 2013). En effet, le modèle de Thomas (1944), équation (4-1), présenté par Réguer et al. (2011), décrit l'adsorption comme une réaction de pseudo-second ordre qui contient un flux d'adsorption ( $k_1 \times C \times (q_m - \bar{q})$ ) et un flux de désorption ( $k_2 \times \bar{q}$ ). Lorsque la concentration en toluène de la phase gazeuse devient nulle, le flux d'adsorption devient également nul, laissant le flux de désorption être le seul flux de la réaction. Ainsi, une quantité de toluène est désorbée lorsque la génération s'arrête, cette quantité peut être faible selon la constante de désorption  $k_2$  et la quantité de toluène adsorbée.

$$\frac{d\bar{q}}{dt} = k_1 \times C \times (q_m - \bar{q}) - k_2 \times \bar{q} \quad (4-1)$$

Où  $\bar{q}$  est la concentration moyenne dans l'adsorbant,  $C$  est la concentration en polluant dans la phase gazeuse,  $q_m$  est la capacité d'adsorption maximale,  $k_1$  est la constante d'adsorption et  $k_2$  est la constante de désorption.



**Figure 4-5 - Fraction massique de toluène désorbée par cycle d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**



**Figure 4-6 - Fraction massique de toluène adsorbée par cycle d'adsorption/désorption (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

## II.2. Effet du traitement thermique sur la population de *P. chrysogenum*

La seconde partie de l'étude du traitement thermique s'intéresse à la survie de *Penicillium chrysogenum* sur le filtre. Dans un premier temps, des expériences ont été réalisées en conditions statiques (c'est-à-dire sans flux d'air traversant le filtre) pour étudier la survie de la population de moisissure après traitement thermique. Puis des expériences en conditions

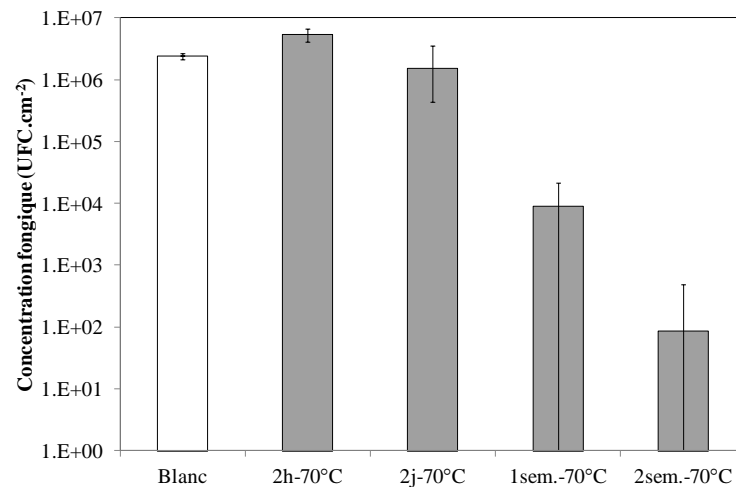
dynamiques, c'est-à-dire sous flux d'air chaud, ont été réalisées pour investiguer l'effet du chauffage en conditions proches des conditions réelles.

### II.2.A. Essais expérimentaux en batch

Le traitement thermique en continu du filtre contaminé par la moisissure a été réalisé pour vérifier la décroissance de la population fongique dans les conditions de chauffage envisagées dans le pilote expérimental, à savoir pour une température de 70°C.

#### II.2.A.a. Chauffage continu d'un filtre sans charbon actif

Dans un premier temps, des échantillons d'un filtre F7 sans charbon actif (Hi-Flo TM7, 1368.92.00, Camfil France) ont été colmatés avec les particules de riz micronisé contenant *P. chrysogenum* jusqu'à 50% de la perte de charge maximale recommandée par le constructeur (225 Pa) dans la colonne de filtration dédiée aux essais microbiologique (Chapitre 3 partie III.5). Ce filtre F7 en fibres de verre sans charbon actif a été choisi afin de s'affranchir de la contribution du charbon actif dans la capacité de rétention de l'humidité du filtre. Les échantillons ont ensuite été placés dans une boîte hermétique à 90% d'HR et 25°C durant 3 semaines pour assurer la croissance fongique sur le filtre et donc une population fongique suffisante pour les essais (Forthomme et al., 2014). Après incubation, les échantillons ont été disposés dans une étuve à 70°C durant différentes périodes : 2 h, 2 jours, 1 semaine et 2 semaines. Après traitement thermique, la concentration fongique sur les filtres a été mesurée grâce à une extraction des filtres suivie d'un étalement sur boîte de pétri contenant de la gélose DRBC (DRBC, Biokar Diagnostics, France), comme précédemment décrit chapitre 3 partie III.5 (Forthomme et al., 2014). Pour chaque condition testée, trois échantillons de filtre ont été utilisés, les résultats obtenus sont présentés **Figure 4-7**. A noter un blanc, correspondant à l'analyse d'échantillons de filtre directement après incubation et non traité thermiquement, sert de référence pour évaluer l'effet du traitement thermique.



**Figure 4-7 - Concentration fongique sur des filtres F7 sans charbon actif après contamination, incubation et traitement thermique en conditions statiques (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent, pour un chauffage en conditions statiques, une décroissance de la concentration fongique sur le filtre à partir d'une semaine de traitement thermique à 70°C. Le traitement thermique à 70°C permet donc de diminuer la population de *P. chrysogenum*. Cette diminution de population s'explique d'une part via l'action directe de la température sur *P. chrysogenum* et d'autre part via l'action indirecte de la dessiccation de l'environnement fongique induite par le chauffage. En effet, Hocking et Pitt (1979) ont déterminé que l'activité de l'eau minimale nécessaire à la croissance de *P. chrysogenum* est de 0,78. Cela se traduit par une croissance fongique uniquement lorsque l'HR est suffisamment importante, comme Simmons et Crow (1995) l'ont observé sur un filtre en cellulose quand HR est supérieure à 80%, ou encore comme pour Kemp et al. (1995) qui ont observé une croissance fongique sur des filtres en coton lorsque HR est supérieure à 90%.

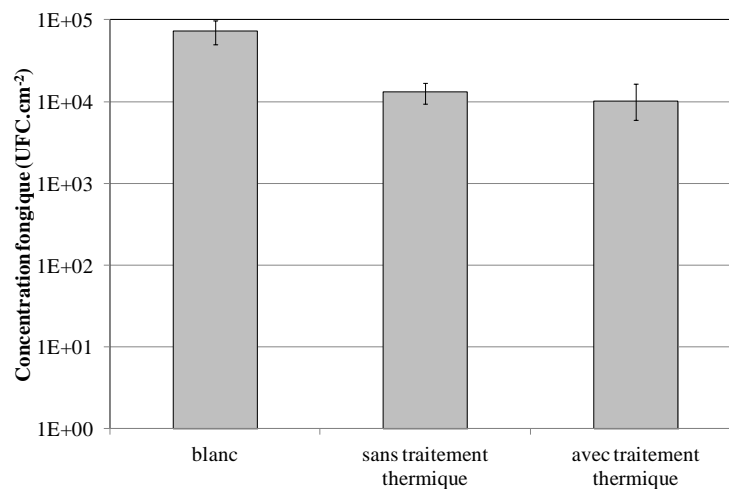
Cependant, cette durée de traitement est trop longue pour être appliquée dans une ventilation d'habitat individuel, mais une diminution de la durée de traitement thermique nécessaire à la décroissance de la population fongique est attendue en conditions dynamiques.

#### II.2.A.b. Chauffage discontinu sur filtre F7-combiné

Suite aux essais de traitement thermique en continu, des essais dans les mêmes conditions de chauffage que pour la désorption du toluène, c'est-à-dire 1h30 à 70°C tout les jours, ont été réalisés sur des échantillons contaminés de filtre F7-combiné.

Comme précédemment, des échantillons de filtre ont été colmatés jusqu'à 50% de la perte de charge maximale recommandée par le constructeur (225 Pa), puis un inoculum de *P. chrysogenum* de  $10^6$  UFC.ml<sup>-1</sup> a été nébulisé pendant 10 min sur le filtre pour augmenter la concentration fongique et supprimer l'étape d'incubation.

Ensuite les différents échantillons ont été placés en boîte hermétique durant 10 jours à 25°C et 50% d'HR pour se rapprocher des conditions réelles. Trois échantillons ont été traités thermiquement à 70°C pendant 1h30 tous les jours dans une étuve et trois échantillons sont restés dans la boîte hermétique durant l'intégralité des essais. De plus, trois échantillons ont été directement analysés après la contamination pour servir de référence. Les échantillons ont été analysés suivant la méthode d'extraction et de dénombrement sur boîte de pétri de DRBC précédemment décrite dans le chapitre 3 partie III.5. La **Figure 4-8** présente les concentrations fongiques pour les différentes conditions testées, pour chaque condition la valeur présentée est la valeur moyenne issue de trois échantillons et l'incertitude correspond à l'étendue de la mesure.



**Figure 4-8 – Etude de l'effet du traitement thermique journalier à 70°C durant 1h30 sur la concentration fongique sur des filtres F7-combinés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Les résultats montrent d'abord une diminution de la population fongique d'un log entre le blanc et les échantillons restés en boîte hermétique pendant 10 jours. Ils montrent aussi qu'il n'y a pas de différence significative entre les échantillons qui ont été thermiquement traités et ceux qui n'ont pas été traités. Cela démontre qu'il n'y a pas d'effet des conditions de traitement thermique testées en conditions statique avec une fréquence de traitement

journalière ; des essais en conditions dynamiques devront être conduits pour vérifier l'effet des conditions de chauffage sur la population fongique.

### II.2.B. Effet du traitement thermique en conditions dynamiques

Un test en conditions d'écoulement d'air dynamique sur des échantillons de filtre F7-combiné en géométrie plane a été conduit dans le pilote expérimental multi-polluants décrit partie au chapitre 3 partie II.

Chaque filtre plan testé a été contaminé tous les jours pendant 30 min durant 1 semaine par nébulisation d'un inoculum contenant une concentration de *P. chrysogenum* de  $10^6$  UFC.ml<sup>-1</sup>. Pour chaque nébulisation, des mesures de concentrations fongiques dans l'air ont été réalisées avec un échantillonneur BioSampler (SKC) en amont et en aval du filtre pour estimer l'efficacité de collecte des spores fongiques par le filtre F7-combiné. Parmi les 2 filtres testés l'un a subi un traitement thermique de 1h30 à 70°C après chaque nébulisation et l'autre non. A la fin de la semaine de test les filtres sont analysés : trois échantillons sont découpés de chaque filtre puis extraits et analysés par la méthode de dénombrement précédemment décrite dans le chapitre 3 partie III.5.

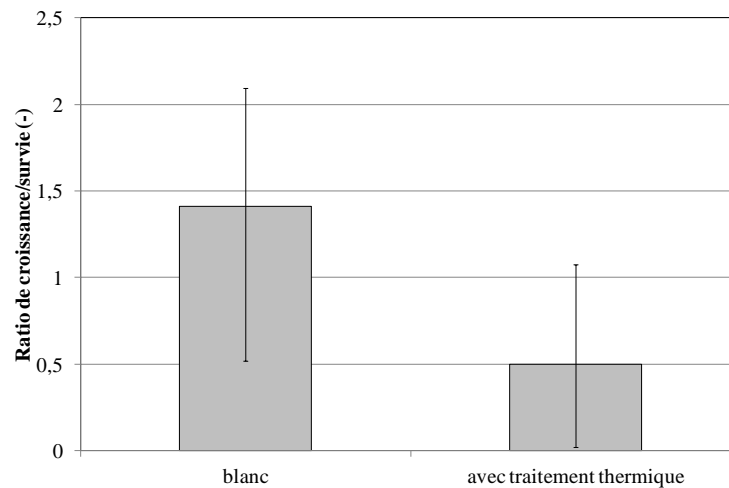
Les résultats, issus des mesures des échantillonneurs BioSampler (SKC), montrent tout d'abord que l'efficacité moyenne du filtre envers les particules fongiques est de 97,5 % ± 1,0 %. Ce résultat est cohérent avec ceux précédemment obtenus pour le filtre F7-combiné avec les particules de riz micronisé partie III.3.C du chapitre 3 qui montrent que pour un diamètre de 2,2 µm (taille moyenne d'une spore de *P. chrysogenum*) l'efficacité du filtre F7-combiné est de 95 %.

Les mesures avec les échantillonneurs BioSampler (SKC) ont aussi permis de mesurer la quantité d'UFC théoriquement collectée par chaque filtre. Cette quantité d'UFC collectée est ensuite comparée avec la quantité finale d'UFC présente sur le filtre, qui est obtenue via l'autopsie du filtre.

Le ratio de survie/croissance, équation (4-2), entre le nombre d'UFC final mesuré sur le filtre (via l'autopsie) et le nombre théorique d'UFC collecté (via les échantillonneurs BioSampler (SKC)) permet d'établir si la moisissure s'est développée (ratio>1) ou si la population a diminué (ratio<1). La **Figure 4-9** présente les ratios obtenus pour les filtres avec et sans traitement thermique. Les résultats montrent que sans traitement thermique une croissance de *P. chrysogenum* est observée (ratio = 1,4) alors qu'avec l'application du

traitement thermique la population fongique décroît (ratio = 0,5). Par ailleurs, une analyse ANOVA (analyse de la variance) suivi d'un test Scheffé confirme le fait que ces ratios soient différents avec un niveau de confiance de 93 %.

$$\text{Ratio survie/croissance} = \frac{UFC_{\text{final mesuré}}}{UFC_{\text{théoriquement collecté}}} \quad (4-2)$$



**Figure 4-9 - Ratio de croissance/survie de *P. chrysogenum* avec et sans traitement thermique (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Ainsi, cette expérience semble montrer que le traitement thermique utilisé pour la désorption du toluène en condition dynamique, à savoir un chauffage journalier de 1h30 à 70°C, permet de réduire la population fongique présente sur le filtre F7-combiné testé. Les essais expérimentaux multi-polluants en conditions contrôlées et réelles permettront de confirmer ou d'infirmer ce résultat.



### III. Matériel et méthode

#### III.1. Prototype de filtre F7-combiné plissé

Dans le cadre des essais multi-polluants réalisés sur le banc expérimental précédemment décrit dans le chapitre 3 partie II, un prototype de filtre F7-combiné de géométrie plissée a été réalisé au laboratoire. Ce prototype répond au critère de vitesse de filtration nominale indiqué par le constructeur. Ainsi pour fonctionner à la vitesse débitante de  $1 \text{ m.s}^{-1}$  et à la vitesse de filtration nominale de  $0,13 \text{ m.s}^{-1}$ , la surface filtrante mise en œuvre doit être de  $0,17 \text{ m}^2$ . Le plissage correspond a une hauteur (h) de 8 cm et un pas de plis (p) de 2,1 cm, **Figure 4-10**.



**Figure 4-10 – Prototype de filtre F7-combiné en géométrie plissée**

#### III.2. Conditions de génération et de mesure des polluants

Les polluants modèles utilisés au laboratoire sont générés tous les jours à des concentrations plus importantes que celles rencontrées en air extérieur. Ainsi, la durée de génération est adaptée afin que la concentration massique cumulée journalière de chaque polluant soit représentative des concentrations atmosphériques. Les concentrations et les temps de génération sont présentés pour chaque polluant modèle dans le **Tableau 4-1**. Les polluants sont générés simultanément.

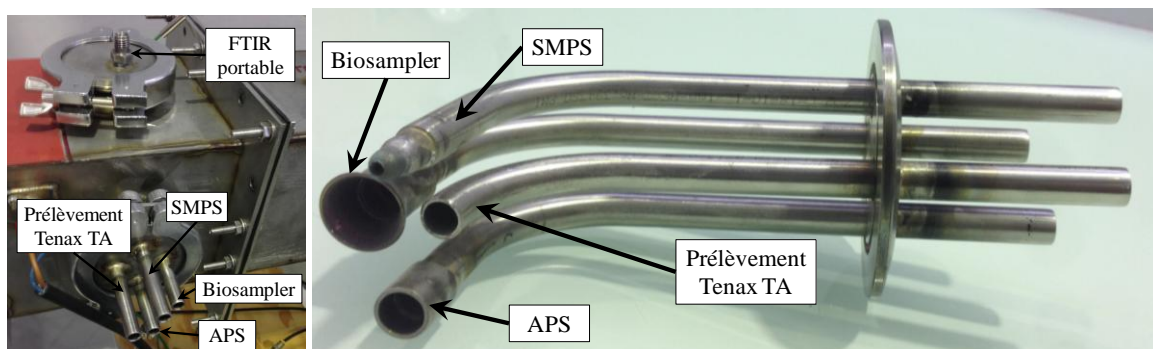
Il est important de noter que selon la littérature, l'augmentation de la concentration en particules ne modifie pas l'efficacité de filtration du filtre F7-combiné testé (Thomas et al., 2001). En revanche, pour les polluants gazeux, les équilibres d'adsorption sont influencés par les concentrations : une concentration importante conduit souvent à une capacité d'adsorption élevée (Le Cloirec, 2003). Les concentrations en polluants en conditions réelles étant plus

faible, les performances d'adsorption en conditions réelles sont supposées être plus faibles que celles obtenues en conditions de laboratoire.

**Tableau 4-1 - Conditions de génération des polluants modèles**

Polluants	Concentration journalière ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	Concentration générée ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	Durée de génération (h)
BTEX : toluène	30	250	2,75
NO <sub>x</sub> : NO <sub>2</sub>	100	1000	2,5
PM <sub>10</sub> : riz	240	11500	0,5
PM <sub>2,5</sub> : suie	210	80	0,5

Concernant les mesures des polluants dans le banc expérimental, des cannes de prélèvement ont été fabriquées au laboratoire, **Figure 4-11**. Les diamètres des buses de prélèvement ont été dimensionnés de manière à ce que les prélèvements des particules soient isocinétiques. Ainsi les diamètres des buses sont de 10 mm pour l'APS, 2,5 mm pour le SMPS et 16,5 mm pour les échantillonneurs BioSampler (SKC). Concernant le prélèvement du toluène avec les cartouches Tenax TA, le diamètre des buses de prélèvement est de 8 mm. Pour les mesures réalisées avec le FTIR portable, un système de férule permet le piquage de la sonde de mesure dans la canalisation.



**Figure 4-11 – Celles de prélèvement employés pour les différentes mesures de polluants en amont et en aval du filtre F7-combiné**

### III.3. Planning expérimental

La durée des essais en conditions multi-polluants a été fixée à 4 semaines. La **Figure 4-12** présente le planning expérimental type d'une semaine d'essais et la **Figure 4-13** présente celui d'une journée type d'essais. La ventilation fonctionne en continu durant l'ensemble de l'étude. Les essais se déroulent au débit de fonctionnement nominal de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

Les variations de température et d'humidité sont mesurées en continu sur toute la durée des essais. Les différents polluants sont générés tous les jours, exceptés les week-ends. Leur concentration est mesurée lors des périodes de génération en amont comme en aval du prototype de filtre F7-combiné étudié. Le traitement thermique est effectué après chaque période de génération des polluants. Lors des périodes de chauffe, les concentrations en polluants gazeux désorbées, toluène et  $\text{NO}_2$ , sont mesurées jusqu'à 20 min après l'arrêt du chauffage. A noter, les mesures de concentrations en toluène sont effectuées un jour sur deux en raison de la durée nécessaire à l'analyse des échantillons.

Par ailleurs, des essais préliminaires de mesure de *P. chrysogenum*, effectués à l'aide des échantillonneurs BioSampler (SKC), ont montré que la quantité générée est en dessous de la limite de détection. En conséquence, l'étude de la survie fongique se limite à une autopsie finale du filtre F7-combiné à l'issue des 4 semaines d'essais. La concentration finale de *P. chrysogenum* sur le filtre sera ainsi comparée à la quantité théoriquement collectée par le filtre pour évaluer la survie de sa population.

Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi	Samedi	Dimanche
Génération multi-polluants (particules, toluène et NO <sub>2</sub> ) + Mesures particules, toluène et NO <sub>2</sub>	Génération multi-polluants (particules, toluène et NO <sub>2</sub> ) + Mesures particules et NO <sub>2</sub>	Génération multi-polluants (particules, toluène et NO <sub>2</sub> ) + Mesures particules, toluène et NO <sub>2</sub>	Génération multi-polluants (particules, toluène et NO <sub>2</sub> ) + Mesures particules et NO <sub>2</sub>	Génération multi-polluants (particules, toluène et NO <sub>2</sub> ) + Mesures particules, toluène et NO <sub>2</sub>		
Traitement thermique + Mesures toluène et NO <sub>2</sub>	Traitement thermique + Mesures NO <sub>2</sub>	Traitement thermique + Mesures toluène et NO <sub>2</sub>	Traitement thermique + Mesures NO <sub>2</sub>	Traitement thermique + Mesures toluène et NO <sub>2</sub>		
Ventilation en marche continue						

Figure 4-12 - Planning expérimental des essais multi-polluants pour une semaine type

		t <sub>0</sub>	t <sub>1h</sub>	t <sub>2h</sub>	t <sub>3h</sub>	t <sub>4h</sub>	t <sub>5h</sub>	t <sub>fin</sub>	
Particules de suie	Génération	30min							
	Mesure	30min							
Particules de riz	Génération	30min							
	Mesure	30min							
NO <sub>2</sub>	Génération	2h30					1h50		
	Mesure	2h30					1h50		
Toluène	Génération	2h45				1h50			
	Mesure	2h45				1h50			
Traitement thermique							1h30		
Ventilation		Marche en continu							

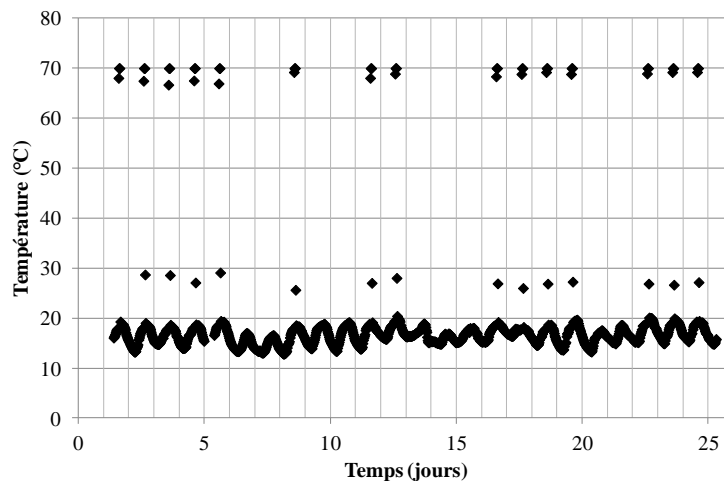
Figure 4-13 - Planning expérimental des essais multi-polluants pour une journée type

## IV. Essais multi-polluants en conditions contrôlées

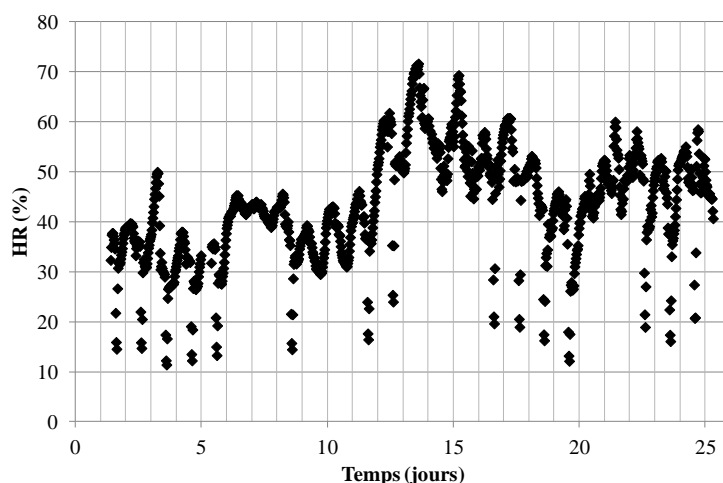
Cette partie présente les résultats des essais de traitement multi-polluants en conditions contrôlées avec le traitement thermique précédemment défini, à savoir un chauffage journalier pendant 1h30 de 70°C. Les performances de filtration et d'adsorption/désorption sont présentées ainsi que l'étude de potentielles interactions entre les différents polluants et la survie fongique sur le filtre.

### IV.1. Evolution des conditions de température et d'humidité de l'air

Les **Figure 4-14** et **Figure 4-15** présentent l'évolution de la température et de l'humidité relative de l'air en amont du filtre combiné durant les 4 semaines de l'étude. Les résultats montrent un effet du traitement thermique sur l'humidité relative puisqu'après chaque chauffage à 70°C l'HR chute jusqu'entre 10 % et 20 %, ce qui conduit à une dessiccation partielle du filtre. Dans la gamme de température et d'humidité de l'étude, ces 2 paramètres n'auront vraisemblablement pas d'effet sur la filtration des particules ; en revanche, il peut y avoir une compétition entre les gaz adsorbés et l'humidité de l'air, qui sera étudiée par la suite.



**Figure 4-14 – Suivi temporel de la température de l'air en amont du filtre F7-combiné (valeurs mesurées)**



**Figure 4-15 – Suivi temporel de l'humidité relative de l'air en amont du filtre F7-combiné (valeurs mesurées)**

## IV.2. Performance de filtration en conditions contrôlées d'un filtre F7-combiné plissé

Les performances de filtration consistent à étudier la perte de charge et les efficacités de collecte des particules au cours du temps. L'évolution des performances de traitement avec un mélange de particules sera également comparée avec les performances réalisées individuellement pour chaque type de particules.

### IV.2.A. Suivi temporel des performances de filtration

La **Figure 4-16** présente le suivi temporel des performances de traitement du filtre F7-combiné vis-à-vis des particules étudiées de suie et de riz micronisé, en termes d'efficacité totale en nombre et de pertes de charge. Des essais préliminaires ont permis de montrer que compte-tenu des distributions granulométriques, le compteur APS mesure les particules de riz micronisé représentant des  $PM_{10}$  et le compteur SMPS mesure les particules de suie représentant des  $PM_{2,5}$ .

Les résultats indiquent une augmentation de la perte de charge du filtre de 83 Pa à 150 Pa en 4 semaines, liée à l'encrassement du filtre au cours du temps. En supposant que la perte de charge du filtre augmente de façon linéaire, après 6 mois d'utilisation la perte de charge serait de 485 Pa, proche de la valeur de 450 Pa maximum préconisée par le constructeur. Cela est en

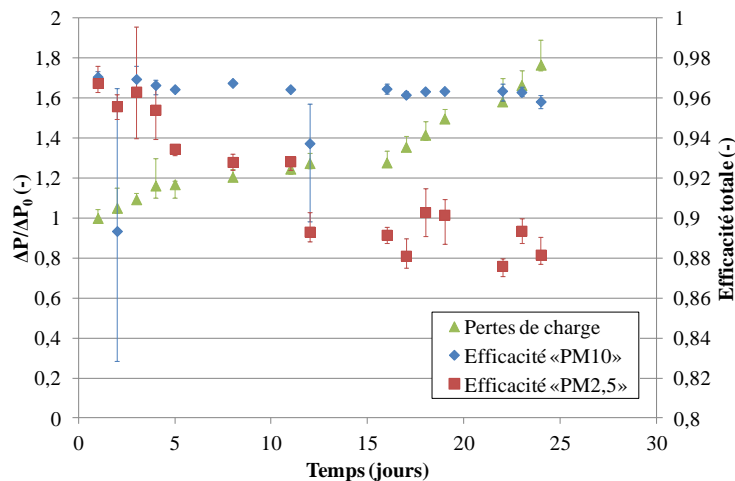
adéquation avec l'estimation de 6 mois d'utilisation du filtre F7-combiné de la partie IV du chapitre 3.

L'efficacité de filtration du riz micronisé ( $PM_{10}$ ) est relativement stable au cours des 4 semaines et est environ égale à 96 %. Le colmatage restant modéré, avec un ratio de perte de charge inférieur à 2 à la fin des 4 semaines de l'étude, ces résultats indiquent que la filtration se fait à l'aide du gâteau de particules dès les premiers jours, avec donc une étape de filtration en profondeur très rapide ce qui peut s'expliquer par la présence de particules de suie de taille nanométrique. Par ailleurs, l'efficacité fractionnelle des particules de riz micronisé à différents degrés de colmatage de la campagne d'essais multi-polluants est représentée sur la **Figure 4-17**. Les résultats montrent comme pour l'efficacité totale, que l'efficacité fractionnelle à différents niveaux de colmatage reste stable en raison du passage rapide à la phase de filtration en surface. L'efficacité obtenue pour les  $PM_{10}$  est supérieure au taux d'abattement guide de 0,8 (**Tableau 2-5**) ce qui rend le filtre F7-combiné performant pour le traitement des  $PM_{10}$  vis-à-vis des recommandations OMS (WHO, 2010).

Les résultats montrent que l'efficacité de collecte des particules de suie ( $PM_{2,5}$ ) diminue au cours du temps en passant de 97% à 88% en fin de colmatage. Ce comportement indique vraisemblablement une modification des conditions opératoires au cours du temps. Le pulse de particules en début de journée, et la présence du flux d'air en continu, peut conduire à une modification de la structure du gâteau de particules en formation. Les particules les plus fines seraient alors plus sensibles à ce phénomène. De plus, la surface de filtration du filtre plissé diminue au cours du temps par l'obturation des plis conduisant ainsi à une augmentation de la vitesse de filtration des particules. Or, les particules de taille nanométrique étant collectées par le filtre principalement par le mécanisme de diffusion brownienne, une augmentation de la vitesse de filtration conduit à une baisse de l'efficacité de collecte par ce mécanisme (Bémer et al., 2006). Pour les particules de riz micronisé, si ces dernières sont principalement collectées par le mécanisme d'interception, celui-ci n'est pas sensible à la vitesse de filtration. A noter qu'une réduction très significative de la surface de filtration aurait également conduit à une augmentation sensible de la perte de charge du filtre, ce qui n'est pas le cas pour cette campagne d'essais. Cette baisse de l'efficacité de filtration des particules nanométriques peut donc certainement s'expliquer par les 2 phénomènes précédemment décrits, à savoir la modification de la structure du gâteau de particules au cours du temps et l'obturation des plis du filtre.

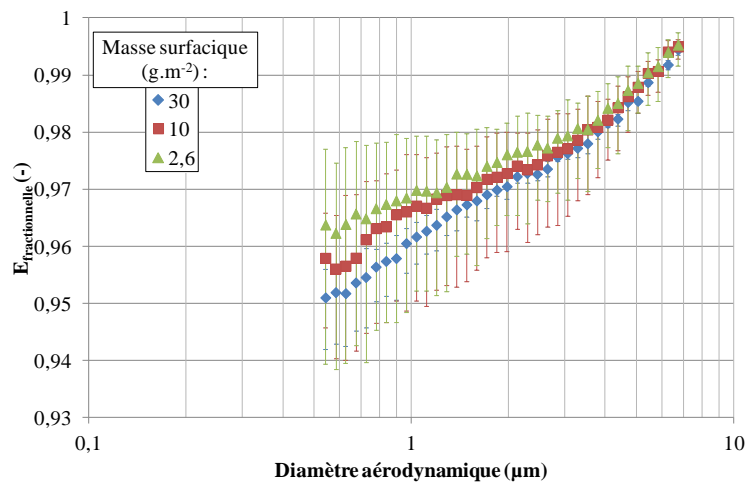
En outre, l'efficacité fractionnelle des particules de suie en conditions multi-polluants est présentée pour différents degrés de colmatage sur la **Figure 4-18**. Les résultats montrent comme pour l'efficacité totale, une diminution de l'efficacité fractionnelle au cours du colmatage. Cette diminution d'efficacité a lieu principalement pour les particules ayant un diamètre de mobilité entre 30 nm et 90 nm. Concernant la valeur de MPPS, elle se déplace au cours du colmatage. En effet, jusqu'à un degré de  $10 \text{ g.m}^{-2}$  de particules collectées par le filtre, la MPPS se situe dans une zone de diamètre de mobilité supérieur à 100 nm. Cette zone se déplace entre 50 nm et 100 nm pour un degré de colmatage de  $30 \text{ g.m}^{-2}$ . Cela correspond aux diamètres pour lesquels l'efficacité diminue au cours du colmatage.

Par ailleurs, le filtre F7-combiné permet de respecter le taux d'abattement guide de 0,9 vis-à-vis des  $\text{PM}_{2,5}$  (**Tableau 2-5**) pour le début du colmatage.

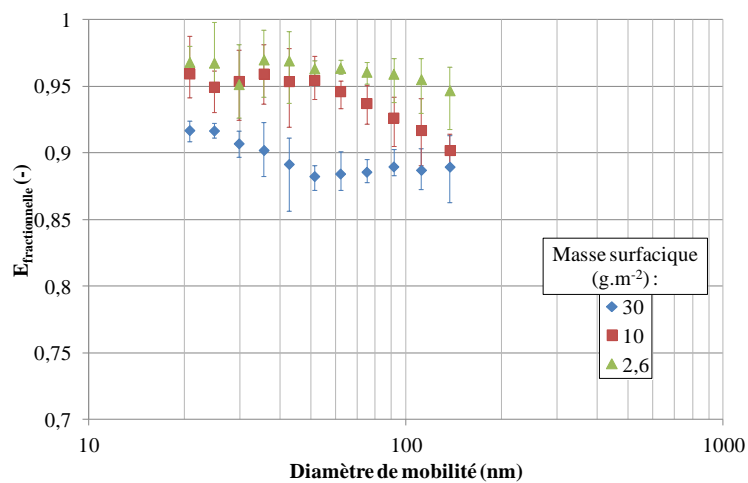


**Figure 4-16 – Suivi temporel des performances de filtration du filtre F7-combiné plissé (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**





**Figure 4-17 - Efficacité fractionnelle de collecte des PM<sub>10</sub> par le filtre F7-combiné en conditions multi-polluants pour différents degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**



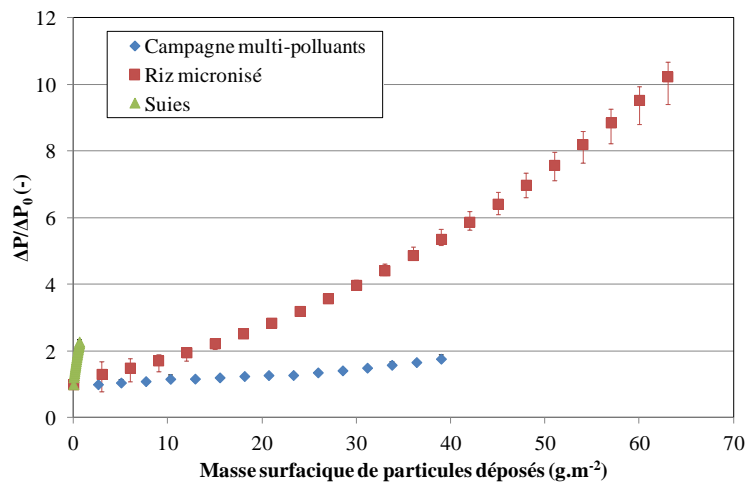
**Figure 4-18 - Efficacité fractionnelle de collecte des PM<sub>2,5</sub> par le filtre F7-combiné en conditions multi-polluants pour différents degrés de colmatage (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

## IV.2.B. Influence d'un mélange de particules de suie et de riz micronisé (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>) sur les performances de filtration

### IV.2.B.a. Performances totales

Les performances totales de filtration ont été comparées avec les résultats précédemment obtenus avec des filtres de géométrie plane dans la partie III.4 du chapitre 3. Les performances ont été tracées en fonction de la masse surfacique de particules déposées. Pour la campagne multi-polluants, il est supposé que la masse des particules de suie déposées sur le filtre est négligeable par rapport à la masse des particules de riz micronisé.

Dans un premier temps, l'évolution de la perte de charge a été comparée **Figure 4-19**. Les résultats montrent que les pertes de charge augmentent de façon significativement différente selon les particules collectées. Conformément à la théorie de la filtration, la perte de charge des filtres colmatés avec les particules les plus fines, c'est-à-dire les particules de suie, est plus importante pour une masse de particules collectées donnée. En revanche, le mélange riz/particules de suie, dont le diamètre moyen est plus fin que l'aérosol de riz, conduit néanmoins à une perte de charge du filtre colmaté plus faible pour une même masse collectée. Les conditions de colmatage entre les filtres étant similaires, ce phénomène peut s'expliquer par la présence d'un flux d'air continu entre chaque période de génération des particules pour les essais multi-polluants, qui a tendance à diminuer les pertes de charge entre chaque période de colmatage vraisemblablement par altération du gâteau de particules formé (Gonzalez Herrera, 2014). L'hypothèse est que le dépôt dendritique des particules submicroniques se réarrange par le biais du flux d'air vers un dépôt plus aggloméré, ayant une surface spécifique plus faible et donc conduisant à une plus faible perte de charge.



**Figure 4-19 - Influence d'un mélange de particules sur l'évolution des pertes de charge du filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

Dans un second temps, les efficacités totales de collecte ont été comparées. La **Figure 4-20** montre que l'efficacité de collecte des particules de riz micronisé du filtre F7-combiné semble plus importante avec un mélange de particules en début de colmatage. En conditions multi-polluants, le filtre opérant en filtration en surface dès le début du colmatage, l'efficacité de collecte est plus importante. Une fois le colmatage en surface atteint pour les 2 conditions opératoires, les efficacités sont comparables. Le mélange PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> permet donc d'obtenir plus rapidement un colmatage en surface du filtre et ainsi avoir une efficacité de collecte plus importante en début de vie du filtre. Pour les particules de suie, les résultats de la **Figure 4-21** semblent montrer que l'efficacité initiale de collecte des particules est plus importante en conditions multi-polluants du fait de la présence des particules de riz micronisé qui conduisent plus rapidement à la formation du gâteau de particules.

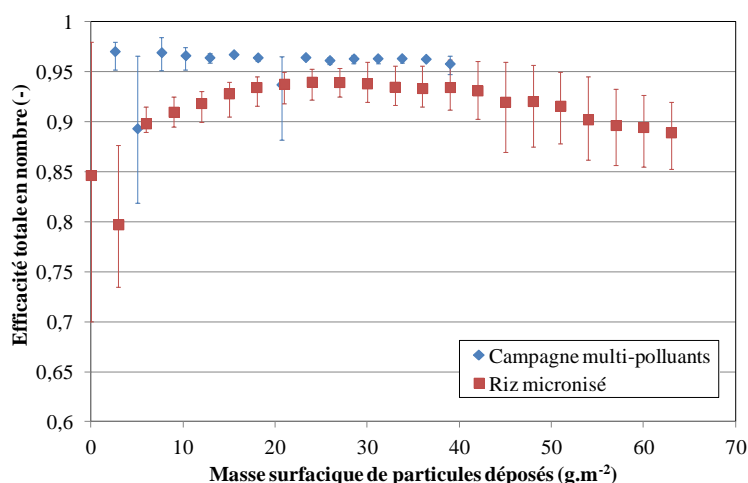


Figure 4-20 - Influence d'un mélange de particules sur l'évolution de l'efficacité totale de collecte des PM<sub>10</sub> par le filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)

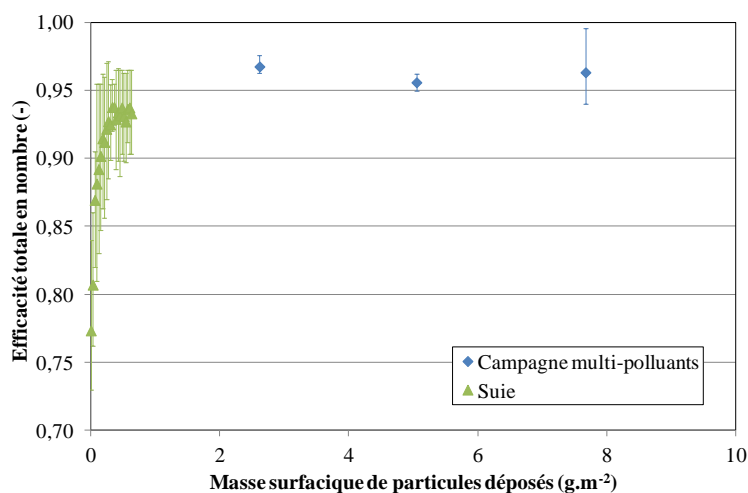
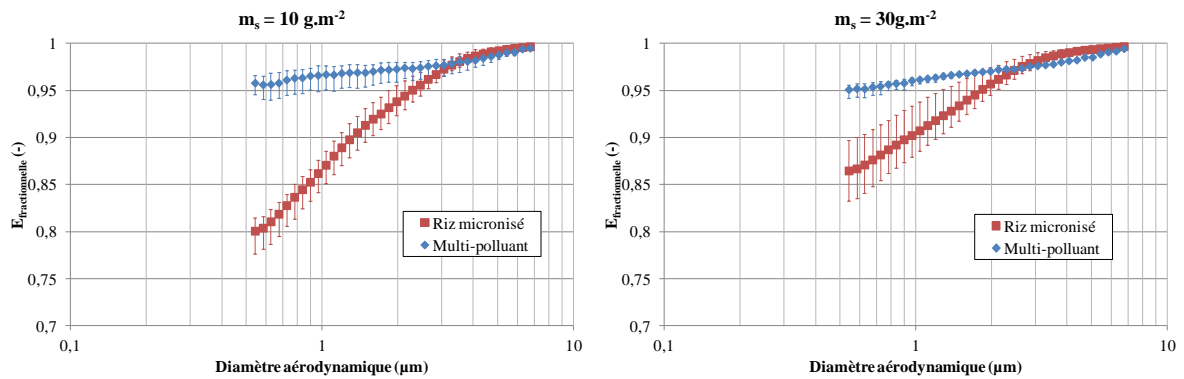


Figure 4-21 - Influence d'un mélange de particules sur l'évolution de l'efficacité totale de collecte des PM<sub>2,5</sub> par le filtre F7-combiné (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)

#### IV.2.B.b. Efficacité fractionnelle du riz micronisé (PM<sub>10</sub>)

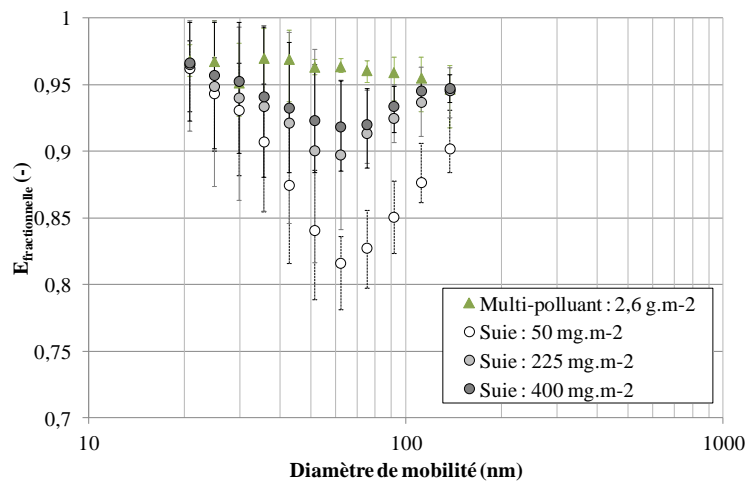
La Figure 4-22 compare pour deux degrés de colmatage l'efficacité fractionnelle de collecte des particules de riz en configuration multi-polluants et en génération unique sur filtre plan. Les résultats montrent que dans la zone de MPPS, l'efficacité de collecte est beaucoup plus importante en conditions multi-polluants de mélange PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> pour les 2 niveaux de colmatage et en particulier en début de colmatage. Pour une même masse de particules déposées, le dépôt de particules est significativement différent pour un mélange PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> ou pour des PM<sub>10</sub> seules, conduisant à des performances de filtration différentes.



**Figure 4-22 – Influence d’un mélange de particules sur l’efficacité fractionnelle de collecte de  $PM_{10}$  pour 2 degrés de colmatage différents (valeurs moyennes pour  $N=3$  et étendues)**

#### IV.2.B.c. Efficacité fractionnelle des particules de suie ( $PM_{2,5}$ )

Les résultats d’efficacité fractionnelle obtenus avec les particules de suie seules sur filtre plan sont comparés avec les résultats obtenus en début de colmatage des essais multi-polluants dans la **Figure 4-23**. Les résultats montrent que les efficacités augmentent avec le degré de colmatage du filtre, ce qui est cohérent avec la littérature (Thomas et al., 2001).



**Figure 4-23 - Influence d’un mélange de particules sur l’efficacité fractionnelle de collecte de  $PM_{2,5}$  pour 4 degrés de colmatage différents (valeurs moyennes pour  $N=3$  et étendues)**

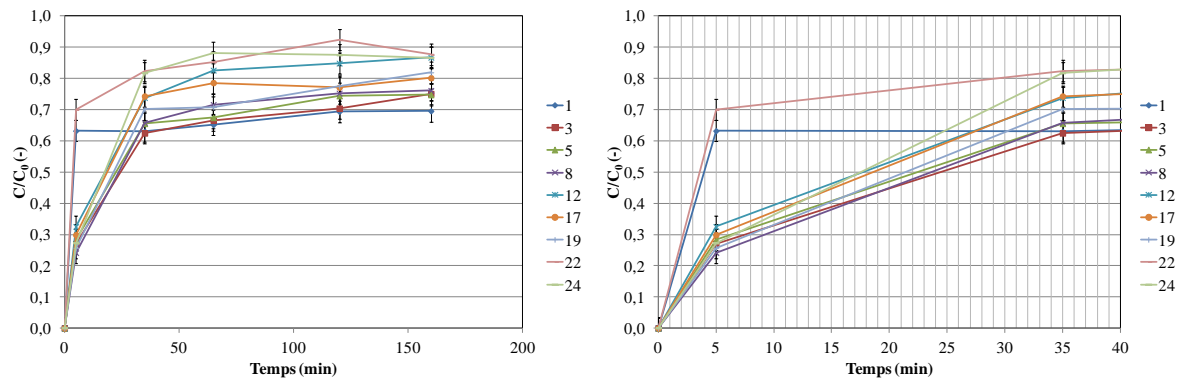
### IV.3. Performances d'adsorption du filtre F7-combiné

Cette partie présente dans un premier temps les performances de traitement des gaz par adsorption. Dans un second temps, les interactions entre les différents polluants générés qui peuvent influencer les performances du filtre F7-combiné sont décrites. Les deux principales interactions concernent la présence de particules sur l'adsorption des gaz par le charbon actif et la compétition pouvant avoir lieu entre les différents polluants gazeux.

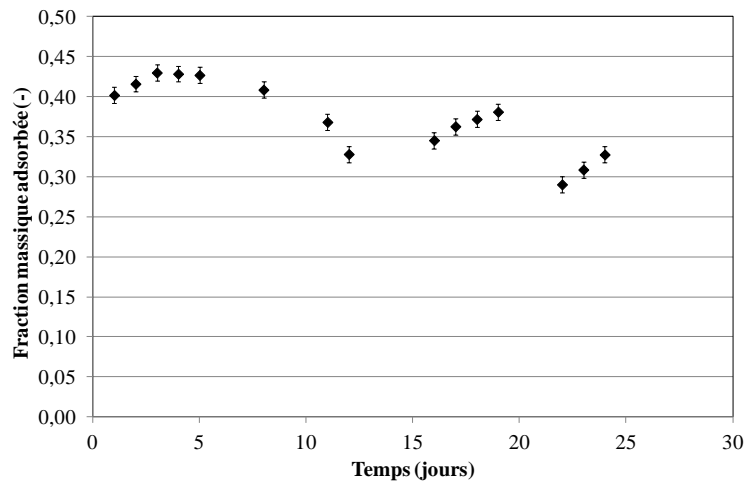
#### IV.3.A. Suivi temporel des cycles adsorption/désorption

La **Figure 4-24** présente l'évolution temporelle de la concentration en toluène (rapport  $C/C_0$ ) en aval du filtre F7-combiné pendant sa génération pour les différents jours de la campagne expérimentale. Les résultats montrent que le filtre F7-combiné permet de diminuer la concentration en toluène dans l'air de façon significative. Malgré le traitement thermique, une baisse de l'efficacité d'adsorption apparaît au cours du temps, ce qui se traduit par une augmentation de  $C/C_0$  qui passe de 0,7 à 0,9, **Figure 4-24**, au cours des 24 jours de l'étude pour une concentration en amont du filtre de  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La **Figure 4-25** présente l'évolution de la fraction massique de toluène adsorbée, équation (4-3). Cette fraction diminue de 40 % à 30 % au cours des 4 semaines d'expériences. En comparant ces résultats au taux d'abattement guide des BTEX de 0,9 calculé **Tableau 2-5**, la fraction de toluène adsorbé par le CA est moitié moins importante. Cela signifie que malgré une réduction de la concentration en toluène, le filtre F7-combiné pourra difficilement permettre d'atteindre les valeurs guides de concentrations en BTEX recommandées par l'OMS (WHO, 2010) lorsque les concentrations en polluants atmosphériques sont importantes. Par ailleurs, en considérant une percée à 10% de  $C/C_0$ , les temps de percée correspondants sont très rapides, de l'ordre de 2 min (**Figure 4-24**).

$$\text{Fraction massique adsorbée} = \frac{\text{Masse adsorbée}}{\text{Masse générée}} \quad (4-3)$$



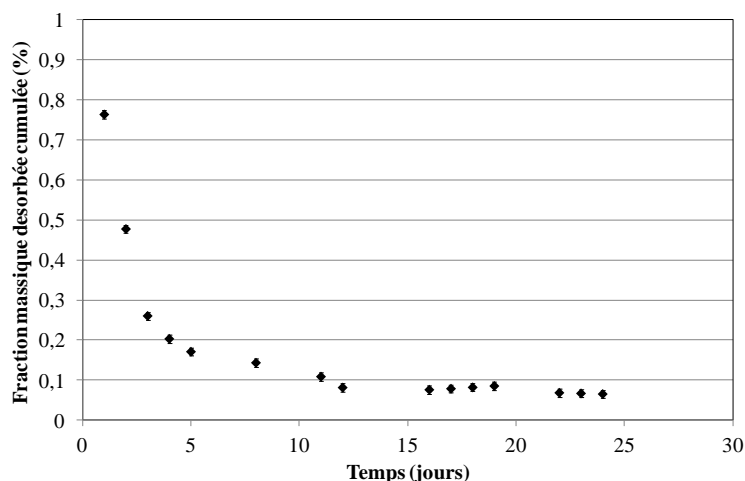
**Figure 4-24 - Evolution temporelle de la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné pendant sa génération tout au long de l'étude (jour 1 à 24) (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**



**Figure 4-25 - Evolution temporelle de la fraction massique de toluène adsorbée (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

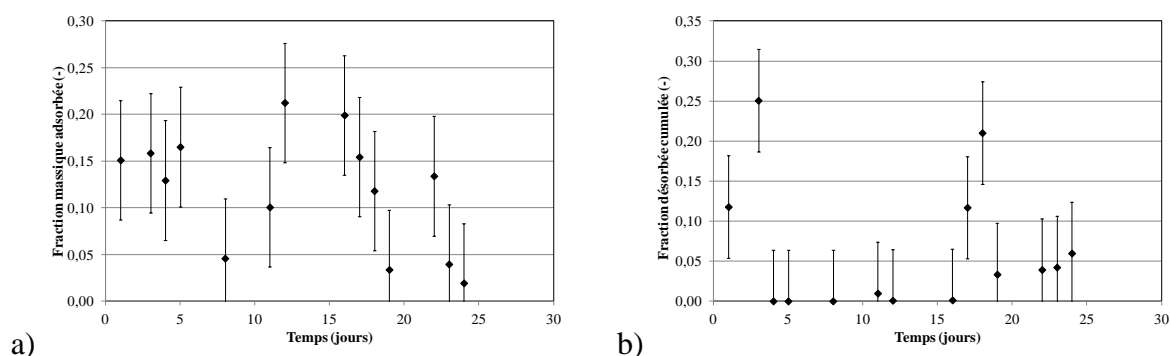
La fraction massique cumulée de toluène désorbée, équation (4-4), par le filtre F7-combiné au cours du traitement thermique journalier, présentée **Figure 4-26**, diminue également au cours de l'étude : elle chute de presque 80% à moins de 10%.

$$\text{Fraction massique cumulée désorbée} = \frac{\sum \text{Masse désorbée}}{\sum \text{Masse adsorbée}} \quad (4-4)$$



**Figure 4-26 – Evolution temporelle de la fraction de toluène désorbée par le filtre F7-combiné par le traitement thermique (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

Concernant l’adsorption de  $\text{NO}_2$  par le filtre combiné, les résultats obtenus par le FTIR portable sont très bruités malgré la concentration générée de  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La fraction massique adsorbée de  $\text{NO}_2$  par le filtre F7-combiné, présentée **Figure 4-27-a)**, oscille majoritairement entre 10 % et 20 % au cours de l’étude. La fraction massique de  $\text{NO}_2$  désorbée, présentée **Figure 4-27-b)**, est de quelques pourcents excepté pour 4 jours durant lesquels elle se situe entre 10 % et 20 %. Ces résultats de purification du  $\text{NO}_2$  sont inférieurs au taux d’abattement guide de 80% calculé **Tableau 2-5**, mais ils sont en accord avec les capacités d’adsorption du  $\text{NO}_2$  par le CA de la littérature (Bashkova and Bandosz, 2009; Florent et al., 2013).

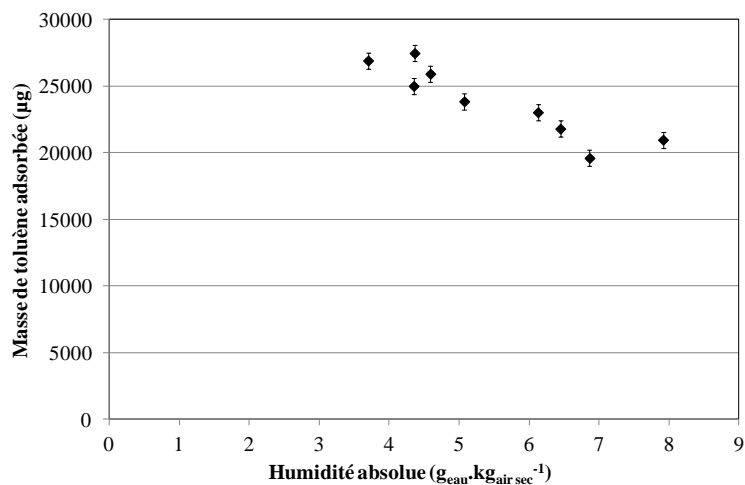


**Figure 4-27 - Evolution temporelle de la fraction de  $\text{NO}_2$  adsorbée (a) et désorbée (b) par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**



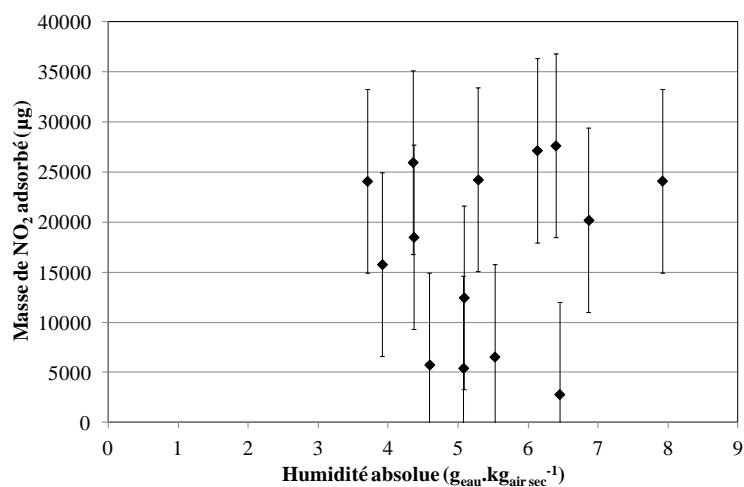
### IV.3.B. Influence de l'humidité

La quantité d'eau dans l'air à traiter peut influencer les performances d'adsorption des gaz puisque les molécules d'eau peuvent rentrer en compétition avec les gaz à traiter au niveau des sites d'adsorption (Pei and Zhang, 2012; Gallego et al., 2013). Ainsi, plus l'humidité de l'air est grande, plus la masse de polluants gazeux adsorbés peut diminuer. Les **Figure 4-28** et **Figure 4-29** représentent la masse adsorbée de toluène et de NO<sub>2</sub> respectivement par le filtre F7-combiné en fonction de l'humidité absolue de l'air.



**Figure 4-28 – Influence de l'humidité absolue de l'air sur la masse de toluène adsorbée par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

La **Figure 4-28** montre que la masse de toluène adsorbée diminue lorsque l'humidité absolue augmente. En accord avec la littérature (Le Cloirec, 2003), cela met en évidence la compétition des molécules d'eau avec les molécules de toluène qui réduit la quantité de toluène adsorbée par le F7-combiné.



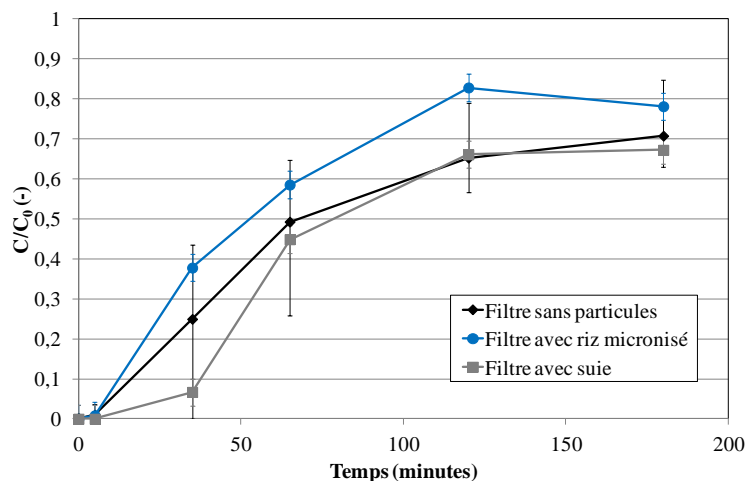
**Figure 4-29 – Influence de l’humidité absolue de l’air sur la masse de NO<sub>2</sub> adsorbée par le filtre F7-combiné (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

La **Figure 4-29** montre qu’il n’y a pas d’influence de l’humidité sur l’adsorption du NO<sub>2</sub>. En effet, contrairement aux observations avec le toluène, aucune corrélation n’est visible entre la masse de NO<sub>2</sub> adsorbée et l’humidité absolue.

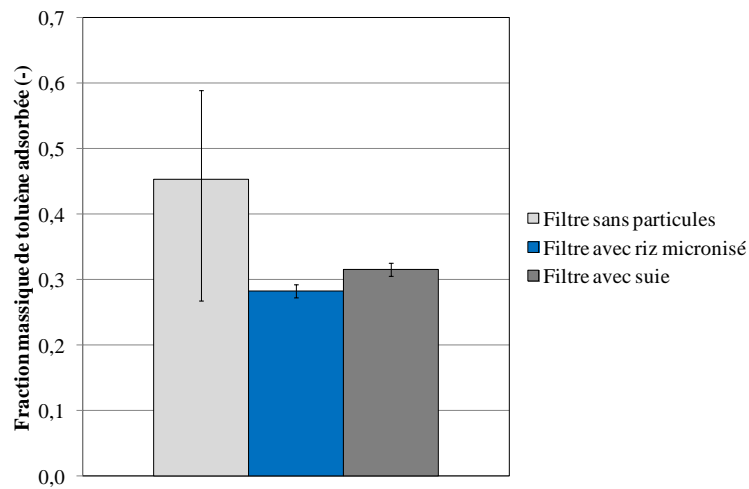
#### IV.3.C. Influence de la présence de particules sur l’adsorption du toluène

Pour étudier l’effet de la présence de particules collectées par le filtre F7-combiné sur l’adsorption du toluène, des échantillons de filtre en géométrie plane ont été colmatés avec des particules de riz micronisé ou de suie jusqu’à 33 % de la perte de charge maximale recommandée par le constructeur, c’est-à-dire jusqu’à 150 Pa. Les colmatages ont été effectués à la vitesse de filtration nominale du filtre, soit 0,13 m.s<sup>-1</sup>, dans le pilote expérimental décrit partie II du chapitre 3. A la suite de chaque colmatage, du toluène a été généré pendant 2h45 à une concentration de 250 µg.m<sup>-3</sup> pour conserver les mêmes conditions de charge que lors de l’essai multi-polluants. La **Figure 4-30** présente les concentrations en toluène en aval du filtre F7-combiné testé pour des échantillons de filtre sans particules, avec des particules de riz micronisé et avec des particules de suie. Les résultats montrent qu’il n’y a pas de différences significatives entre les concentrations mesurées en aval des échantillons de filtre. Ce résultat est confirmé par la **Figure 4-31**, qui montre que les fractions massiques de toluène adsorbées pour les différentes configurations ne sont pas significativement différentes au regard des incertitudes de mesure.

Cela montre que la présence de particules n'a pas d'effet sur l'adsorption du toluène par le filtre jusqu'au degré de colmatage étudié, c'est-à-dire jusqu'à 33 % de la perte de charge maximale recommandée par le constructeur. Par ailleurs, pour cette perte de charge les courbes de performances montrent qu'à 33 % de la  $\Delta P_{\max}$  la filtration en surface est établie pour les deux types de particules de l'étude (cf. partie III.4 chapitre 3). Ce qui signifie que les particules sont majoritairement collectées à la surface du filtre et qu'elles pénètrent de moins en moins dans le filtre. Ainsi le risque de bloquer des sites actifs pour l'adsorption est faible, ce qui suppose que la présence de particules ne dégradera pas les performances d'adsorption tout au long du colmatage. Ces résultats laissent penser que pour un filtre colmaté avec un mélange de particules de granulométrie quelconque les conclusions restent les mêmes.



**Figure 4-30 - Influence de la présence de particules sur la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné testé (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

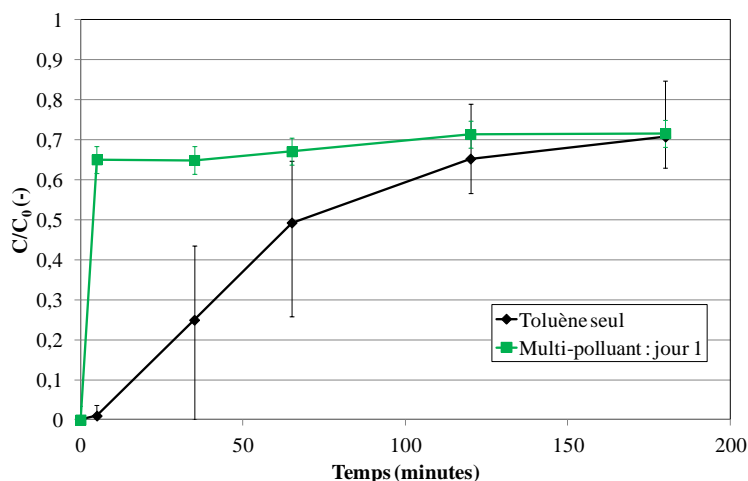


**Figure 4-31 – Influence de la présence de particules sur les fractions massiques de toluène adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

#### IV.3.D. Effet de la présence de NO<sub>2</sub> sur l’adsorption du toluène

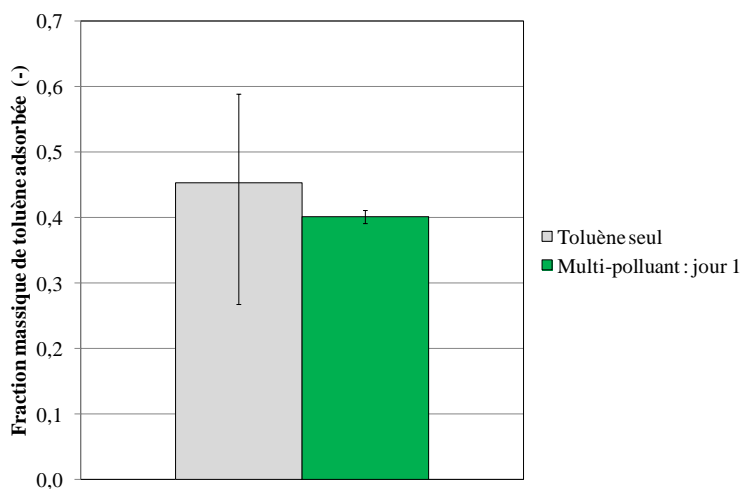
La présence de particules n’ayant pas d’effet sur l’adsorption du toluène, une comparaison entre le premier jour de génération multi-polluants et l’adsorption des gaz seuls sur filtre plan, toluène et NO<sub>2</sub>, est réalisée.

La **Figure 4-32** présente les courbes de percées en  $C/C_0$  de l’adsorption du toluène seul et lors du premier jour de génération multi-polluants. Les résultats montrent que le même palier de concentration est atteint pour les deux conditions opératoires. Une différence est cependant à noter en termes de temps de percée du toluène au travers du média qui est significativement plus court en conditions multi-polluants, de l’ordre de 2 min contre environ 15 min avec seulement le toluène.



**Figure 4-32 - Influence de la présence du NO<sub>2</sub> sur la concentration en toluène en aval du filtre F7-combiné testé (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

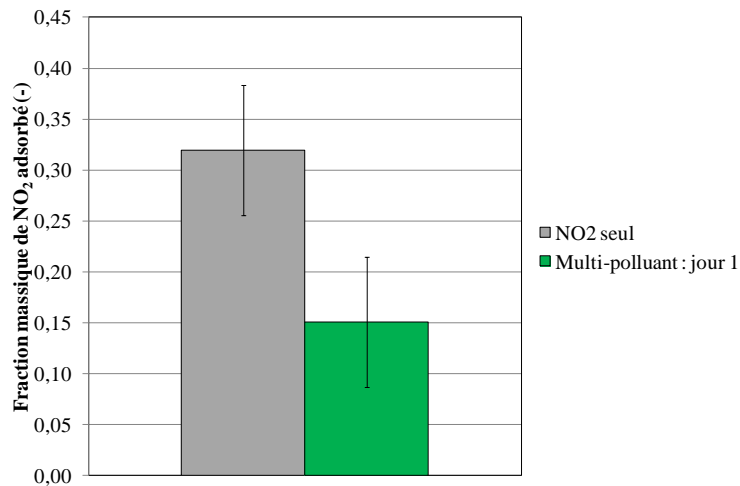
En traçant les fractions massiques de toluène adsorbées, **Figure 4-33**, les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les fractions de toluène adsorbées. Par conséquent, la présence de NO<sub>2</sub> semble augmenter la vitesse de percée du toluène au travers du filtre sans modifier la fraction finale adsorbée.



**Figure 4-33 – Influence de la présence de NO<sub>2</sub> sur les fractions massiques de toluène adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

Concernant l'effet du toluène sur l'adsorption du NO<sub>2</sub>, la **Figure 4-34** montre les fractions massiques de NO<sub>2</sub> adsorbées en conditions mono-polluant et lors du premier jour de l'essai multi-polluants. Les résultats de la **Figure 4-34** indiquent une différence significative entre les fractions adsorbées avec un niveau de confiance de 98 % (t-test de Student). Cela signifie que

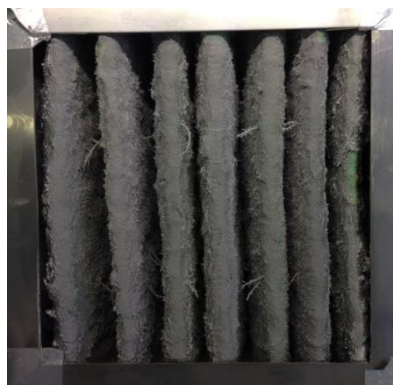
la présence de toluène réduit l'adsorption du NO<sub>2</sub>, et comme attendu l'adsorption par le charbon actif du filtre F7-combiné du toluène est favorisée par rapport au NO<sub>2</sub>.



**Figure 4-34– Influence de la présence de toluène sur les fractions massiques de NO<sub>2</sub> adsorbées (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

#### IV.4. Survie fongique

A la fin de l'étude, le filtre F7-combiné colmaté a été analysé. La **Figure 4-35** présente une photographie du filtre à la fin de l'étude (soit après 24 jours). Cinq échantillons ont été prélevés afin d'extraire et de quantifier la concentration fongique sur le filtre à l'aide de la méthodologie précédemment décrite partie III.5 du chapitre 3. Les résultats de l'autopsie du filtre ont ainsi montré une concentration fongique par surface de filtre de  $1,3 \pm 1,0$  UFC/cm<sup>2</sup>. La concentration théorique déposée, calculée à partir de la quantité de riz micronisé collectée, est de  $8,6 \pm 0,1$  UFC/cm<sup>2</sup>.



**Figure 4-35 - Photographie du filtre combiné colmaté en fin d'étude**

D'après une analyse ANOVA suivi d'un test de Scheffé, la quantité mesurée à la fin des essais est significativement plus faible que la quantité théoriquement collectée par le filtre avec un niveau de confiance de 95%. Ces résultats montrent que le traitement thermique journalier de 1h30 à 70°C appliqué permet de réduire la population de *P. chrysogenum* après un mois de traitement. Cela confirme ainsi les résultats obtenus partie II.2 de ce chapitre

## V. Conclusion

Ce chapitre a permis de décrire les essais multi-polluants en conditions contrôlées. Les paramètres du traitement thermique ont été déterminés pour pouvoir régénérer partiellement le charbon actif du filtre et prolonger sa durée d'utilisation. Ainsi le traitement thermique utilisé est de 1h30 à 70°C quotidiennement. Un effet du traitement thermique pour limiter la croissance fongique sur le filtre a également pu être observé lors d'essais préliminaires.

Un prototype de filtre F7-combiné de géométrie plissée a été élaboré au laboratoire et une méthodologie spécifique a été mise en œuvre durant les 4 semaines de la campagne.

Le suivi temporel des performances de traitement en conditions multi-polluants contrôlées a été étudié. Concernant la filtration, la perte de charge du filtre a augmenté moins rapidement qu'attendu en raison notamment de la présence d'un flux d'air continu entre chaque période de génération des particules. Pour les  $PM_{10}$ , l'efficacité de collecte est restée stable à environ 96% au cours de la campagne. En revanche, l'efficacité de collecte des  $PM_{2,5}$  a diminué au cours de colmatage, passant de 97% à 88%. Cela peut s'expliquer par une modification de structure du gâteau de particules formé à la surface du filtre, en raison de la présence d'un flux d'air continu. Les particules nanométriques conduisant à un dépôt dendritique seraient en particulier sujettes à ce réarrangement de dépôt, conduisant à des agglomérats de surfaces spécifiques plus faibles. L'efficacité de collecte serait également affectée par cette restructuration avec une baisse de l'efficacité pour les particules de diamètre de mobilité compris entre 30 nm et 90 nm. En conditions réelles, ce phénomène serait vraisemblablement également présent, en raison des faibles niveaux de concentration en particules à traiter comparativement aux conditions de laboratoire.

Concernant les performances d'adsorption, le filtre permet d'adsorber 30% à 40% du toluène et 10% à 20% du  $NO_2$  au cours de la campagne expérimentale. La fraction de toluène désorbée est de 75% le premier jour puis elle diminue rapidement au cours du temps et se stabilise à environ 8%. Pour le  $NO_2$ , la fraction désorbée est inférieure à 10%. Cependant, la régénération thermique a permis de maintenir les performances d'adsorption sur une durée de 24 jours.

La comparaison avec les taux d'abattement guides, calculés à partir des valeurs guides OMS (WHO, 2010), a montré que le filtre F7-combiné permet de respecter les recommandations pour les  $PM_{10}$  et les  $PM_{2,5}$  en début de colmatage. En revanche, les



performances pour le toluène et le NO<sub>2</sub> sont plus faibles que les recommandations OMS (WHO, 2010), ainsi le niveau de concentration des valeurs guides ne peut être atteint que si les niveaux de concentrations à traiter sont faibles.

Par ailleurs, les interactions entre les différents polluants ont été étudiées. La présence de PM<sub>2,5</sub> induit un passage en filtration de surface plus rapide, ce qui permet d'augmenter et de maintenir stable l'efficacité de collecte des PM<sub>10</sub> au cours du colmatage multi-polluants. Un effet de l'humidité a été montré sur l'adsorption du toluène mais pas sur l'adsorption du NO<sub>2</sub>. Pour chaque type de particules étudié aucun effet n'a été mis en évidence sur les performances d'adsorption du toluène. Cependant, une interaction entre le NO<sub>2</sub> et le toluène semble favoriser l'adsorption du toluène aux dépens du NO<sub>2</sub>.

Enfin, concernant la présence de *P. chrysogenum* sur le filtre, le traitement thermique permet de diminuer la population fongique au cours des 4 semaines de l'étude, ce qui confirme l'intérêt d'utiliser le traitement thermique pour limiter la biocontamination.

Ce chapitre permet de valider les performances du filtre F7-combiné testé pour un traitement multi-polluants en conditions contrôlées. La prochaine étape consiste à évaluer les performances de traitement du filtre F7-combiné en conditions de pollution réalistes, et plus particulièrement l'efficacité du traitement thermique.

## Chapitre 5

### Etude de faisabilité d'implantation du procédé combiné dans l'habitat urbain

## **I. Introduction**

Ce dernier chapitre de thèse vise à étudier la faisabilité d’implantation du filtre F7-combiné, sélectionné au chapitre 3, dans un habitat individuel pour améliorer la qualité de l’air intérieur par la limitation du transfert des polluants atmosphériques.

Dans un premier temps, les performances de traitement du procédé combiné seront évaluées en conditions réalistes, en particulier l’efficacité du traitement thermique mis en œuvre à la fois pour la désorption des gaz et pour le contrôle de la population microbienne sur le filtre. Le pilote expérimental utilisé ainsi que la méthodologie suivie pour cette campagne seront décrits. Puis les résultats des performances de traitement seront présentés et comparés aux résultats obtenus en conditions contrôlées.

Ensuite, le dimensionnement théorique du procédé pour un habitat individuel sera décrit. Le but étant d’estimer la faisabilité de l’implantation du système testé dans un système de ventilation existant et d’identifier les possibles contraintes existantes.

Enfin une étude technico-économique de la solution de traitement proposée sera présentée pour différentes régions du monde afin d’estimer les coûts du procédé combiné.

## II. Influence du traitement thermique sur les performances de traitement du procédé combiné en conditions réalistes

Une campagne expérimentale de 3 mois pendant la période estivale de juin à août 2016 en conditions réalistes a été réalisée dans le pilote expérimental développé lors de la thèse d’Audrey Forthomme (2012) dans la halle de recherche du DSEE de l’Ecole des Mines de Nantes. Des modifications ont été réalisées sur ce pilote afin d’inclure notamment le système de traitement thermique.

### II.1. Matériel et méthode

#### II.1.A. Pilote expérimental

Le pilote expérimental est illustré sur la **Figure 5-1**. Le dispositif de filtration est composé de deux colonnes de filtration d’air qui assurent chacune en parallèle la purification d’un air péri-urbain par un prototype de filtre F7-combiné (cf. chapitre 4 partie III.1). Une première colonne (C1) fonctionne sans traitement thermique pour régénérer le charbon actif et limiter la croissance microbienne. La deuxième colonne (C2) est équipée en amont du filtre de trois résistances chauffantes à ailette dans le but de chauffer le filtre à 70°C lors des périodes de régénération.

Les deux colonnes de filtration du pilote expérimental sont alimentées par une entrée d’air commune. L’air péri-urbain entrant dans chaque colonne provient exclusivement de l’extérieur de la halle de recherche du DSEE de l’école des Mines de Nantes dans lequel se trouve le pilote expérimental. Préalablement à son admission dans les deux colonnes, l’air passe au travers d’une grille et d’un filtre HBH-filtre (cf. partie III.2 chapitre 2) dans le but de retenir les éléments grossiers indésirables, tels que des feuilles mortes, des brindilles, etc. notamment pour protéger la batterie chauffante. Il est ensuite aspiré à un débit de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  dans chaque colonne par le biais de deux ventilateurs placés en aval de chaque filtre testé. Un prototype de filtre F7-combiné, identique à celui décrit chapitre 4 partie III.1, est disposé dans chaque colonne (filtre F2 pour la colonne C2 et filtre F1 pour la colonne C1) et la vitesse de filtration induite est de  $0,13 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . Cette vitesse est maintenue constante tout au long de la campagne expérimentale par régulation manuelle, grâce à des mesures de vitesse hebdomadaires à l’aide d’un fil chaud Veloport 20 (Elektronik) et ajustement de la puissance

des ventilateurs. La perte de charge de chaque filtre ainsi que la température et l’humidité relative dans chaque colonne sont mesurées en continu tout au long de la campagne. Enfin, des cannes de prélèvement destinées à l’échantillonnage de l’air sont placées en amont et en aval de chaque filtre dans les colonnes.

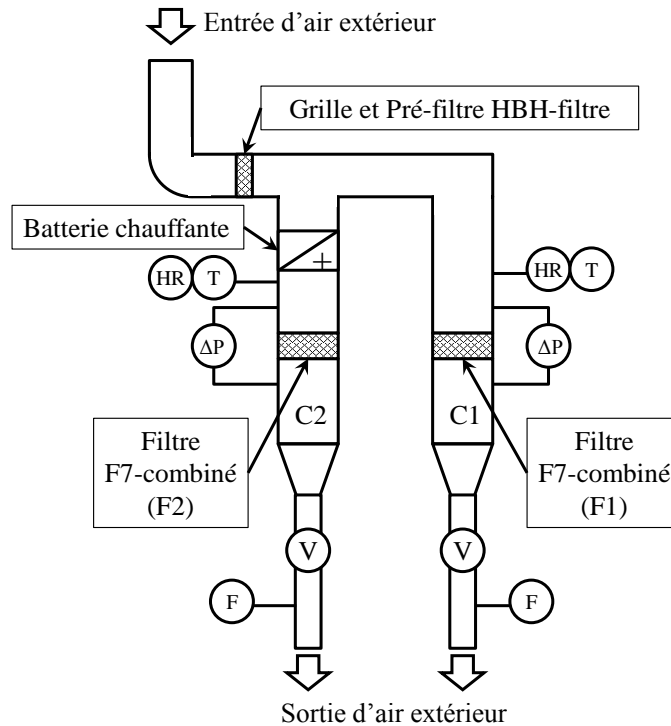


Figure 5-1 - Pilote expérimental utilisé lors de la campagne en conditions réalistes

### II.1.B. Prélèvement et quantification des polluants

Les polluants étudiés durant cette campagne expérimentale sont les polluants cibles identifiés précédemment, à savoir les particules (totales et microbiennes cultivables), les COV et les NOx. La méthodologie d'échantillonnage et de quantification mise en œuvre pour les polluants modèles de l'étude en conditions contrôlées a été appliquée pour les NOx et les COV : cartouches Tenax TA + analyse GC/MS et FTIR DX4030 respectivement. Pour les particules, la méthodologie a été adaptée.

Les particules microbiennes et fongiques issues de l'air extérieur sont échantillonnées en amont et en aval des filtres à l'aide d'échantillonneurs BioSampler (SKC) à un débit de  $13 \text{ l.min}^{-1}$ . Chaque prélèvement dure 2 h, puis une méthode de dénombrement des unités formant colonie (UFC) sur boîte de pétri est appliquée. Contrairement à l'étude en laboratoire, différents milieux de culture ont été utilisés :

- gélose de dichloran rose-bengal chloramphenicol (DRBC, Biokar Diagnostics), favorable à la croissance des espèces fongiques tout en limitant la taille des colonies,

- gélose nutritive (bouillon nutritif, Biokar Diagnostics), favorable à la croissance des bactéries hétérotrophes,
- gélose R2A (Difco™ Becton, Dickinson and company), favorables à la croissance des micro-organismes issues de milieux pauvres en substrats,
- gélose à l'extrait de malt (MEA, Biokar Diagnostics), favorable à la croissance et au dénombrement des espèces fongiques.

La concentration massique en particules  $PM_{total}$  est déterminée à l'aide d'un TEOM environnement 1405 (Thermo scientific) par échantillonnage de l'air à un débit de  $3 \text{ l.min}^{-1}$  en amont et en aval des filtres.

Enfin, un compteur optique de particules Welas digital 2000 (Palas) permet d'échantillonner l'air à un débit de  $5 \text{ l.min}^{-1}$  et de quantifier les particules dans la gamme de diamètre optique de 0,15 à  $10 \mu\text{m}$  afin de terminer leur distribution granulométrique ainsi que l'efficacité de collecte des filtres.

Par ailleurs, pour que l'échantillonnage des particules soit réalisé de manière isocinétique, des cannes de prélèvement de différents diamètres ont été employées selon les appareils de mesure (10 mm, 8 mm et 16 mm respectivement pour le Welas digital 2000 (Palas), le TEOM environnement 1405 (Thermo scientific) et les échantillonneurs BioSampler (SKC)).

Les méthodes d'échantillonnage et de mesure de chaque polluant cible sont résumées dans le **Tableau 5-1**.

**Tableau 5-1 - Méthodes d'échantillonnage et de mesure des polluants**

Polluants cibles	Echantillonnage	Mesure
$PM_{totale}$	TEOM environnement 1405 (Thermo scientific)	
Particules entre 0,15 et $10 \mu\text{m}$ de diamètre optique	Welas digital 2000 (Palas)	
Aérosols microbiens	BioSampler (SKC)	Méthode de culture UFC sur boites de pétri
COV	Cartouche de prélèvement Tenax TA	GC/MS après thermodésorption de la cartouche
$NO_x$	FTIR DX4030 (Gaset)	

### II.1.C. Méthodologie expérimentale

Les mesures ont été effectuées selon la méthodologie de suivi des polluants décrite dans le **Tableau 5-2** et selon la semaine type présentée sur la **Figure 5-2**.

**Tableau 5-2 - Méthodologie de suivi des polluants**

Polluants cibles	Fréquence de prélèvement	Temps de prélèvement par colonne
PM <sub>totale</sub>	1 fois par semaine	2 h en amont et 2 h en aval des filtres + en continu en amont des filtres
Particules entre 0,15 et 10 µm de diamètre optique	1 fois par semaine	1 h en cycle amont/aval de 3 min (avec 3 min de pause entre chaque mesure)
Aérosols microbiens	1 fois par 2 semaines	2 h en amont et 2 h en aval des filtres
COV	1 par semaine	30 min (10×3 min de mesures) en amont et 30 min (10×3 min de mesures) en aval des filtres + 1h30 pendant la régénération + 20 min après la régénération
NO <sub>x</sub>	1 fois par 2 semaines	2 h + 1h30 pendant la régénération + 20 min après la régénération

Le traitement thermique a été mis en œuvre suivant la méthodologie suivie lors des essais en conditions contrôlées (cf. chapitre 4) c'est-à-dire un traitement à 70°C pendant 1h30 avec une fréquence journalière. A noter, les concentrations en NO<sub>x</sub> et en COV sont mesurées en aval du filtre C2 durant la phase de régénération du lundi et jusqu'à 20 min après l'arrêt du traitement thermique (**Figure 5-2**).


Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi	Samedi	Dimanche
Mesures particules et gaz						
Désorption + Mesures COV et NO <sub>x</sub>	Désorption	Désorption	Désorption	Désorption		
Ventilation en marche continue 						

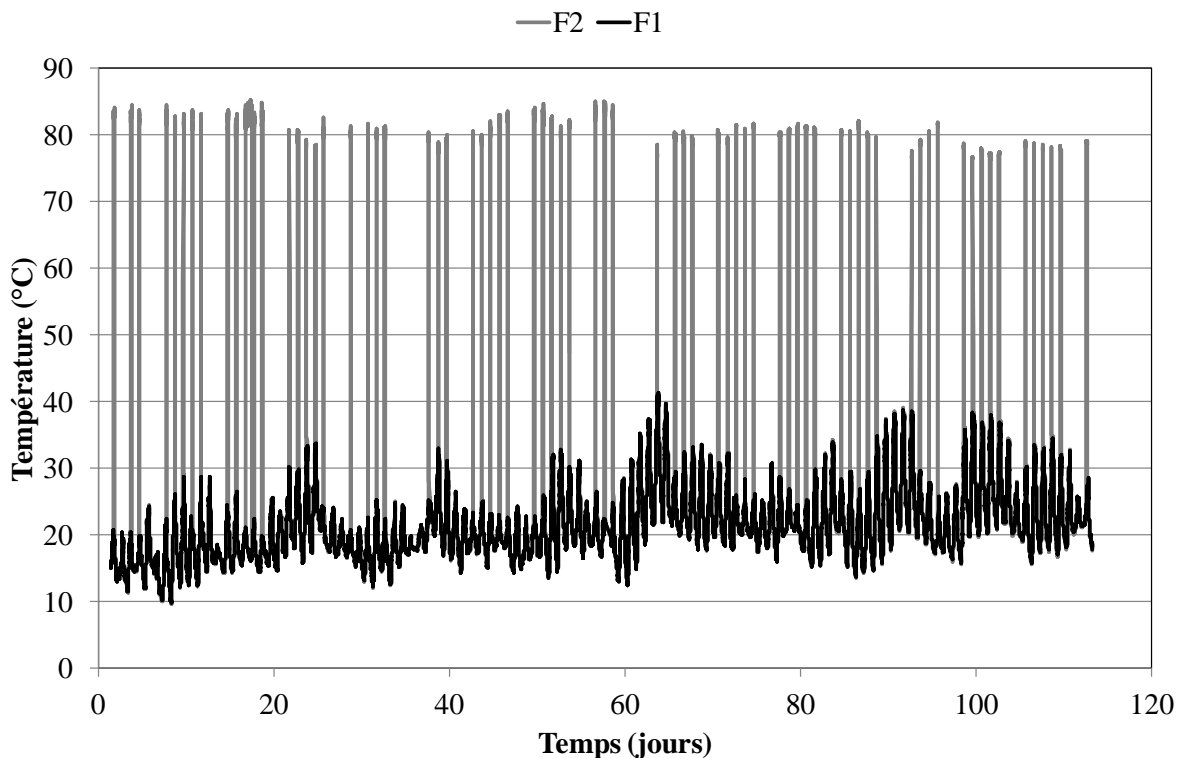
Figure 5-2 - Semaine de mesure type en conditions réalistes



## II.2. Caractérisation de l’air péri-urbain à traiter en amont des filtres

### II.2.A. Conditions de température et d’humidité de l’air

Les évolutions de la température et de l’humidité relative en amont des 2 filtres testés F1 et F2 au cours des 3 mois de suivi sont présentées respectivement **Figure 5-3** et **Figure 5-4**. Les deux figures montrent dans un premier temps que les conditions de température et d’humidité en amont des filtres dans les deux colonnes sont similaires, excepté pendant les périodes de traitement thermique du filtre F2 de la colonne C2.



**Figure 5-3 -Evolution temporelle de la température de l’air en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées)**

Les résultats issus de la **Figure 5-3** montrent en amont du filtre F1, ne subissant pas de traitement thermique, des variations de température entre 10°C et 40°C et une moyenne de  $21^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ , et en amont du filtre F2, la température atteint jusqu’à 85°C en pic pour une moyenne de  $24^{\circ}\text{C} \pm 14^{\circ}\text{C}$ . Concernant les variations d’humidité relative, **Figure 5-4**, en amont du filtre F1 les valeurs sont comprises entre 15% et 95% avec une moyenne de  $65\% \pm 16\%$ , et en amont du filtre F2, l’humidité baisse en dessous de 10% lors des périodes de traitement thermique pour une moyenne de  $62\% \pm 21\%$ . Le traitement thermique permet d’obtenir ainsi des périodes de dessiccation du filtre ( $\text{HR} < 10\%$ ) servant à limiter la prolifération microbienne.

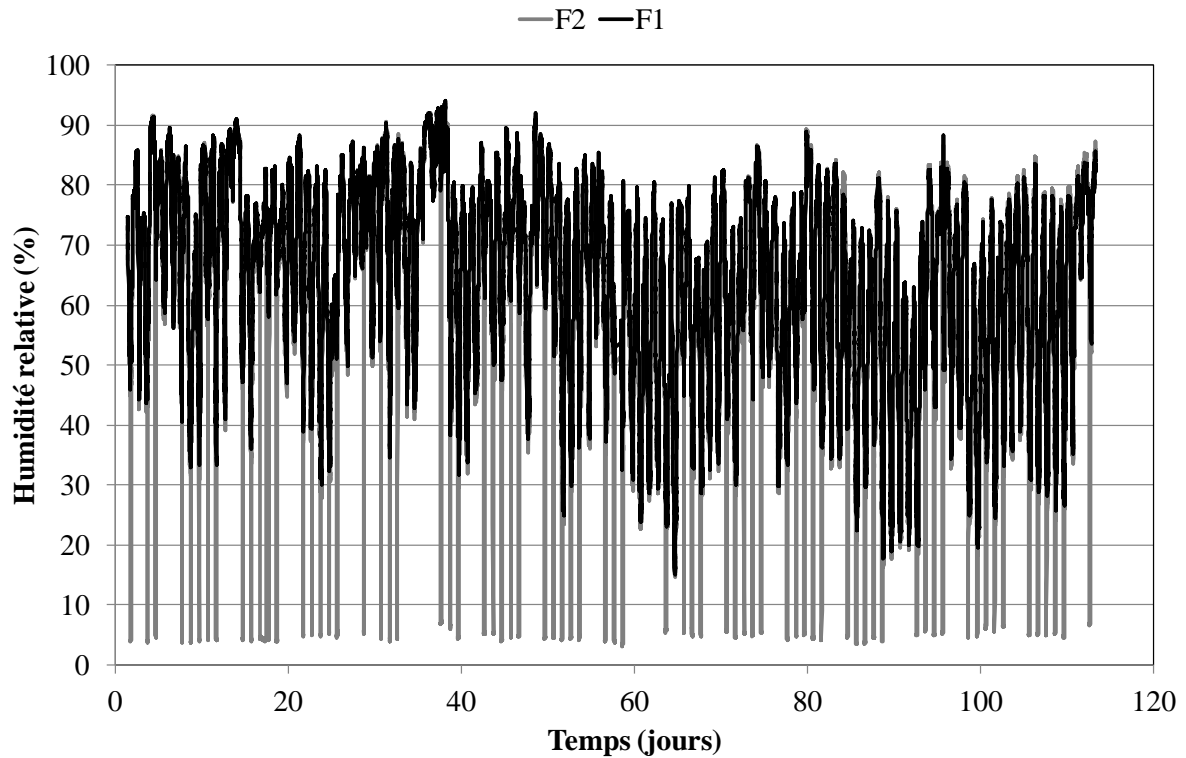


Figure 5-4 - Evolution temporelle de l’humidité relative de l’air en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées)

### II.2.B. Concentration en particules totales

Les mesures avec le TEOM ont permis d’obtenir la concentration massique moyenne journalière des particules totales sur l’ensemble des trois mois de campagne. L’évolution de cette concentration au cours du temps est présentée Figure 5-5.

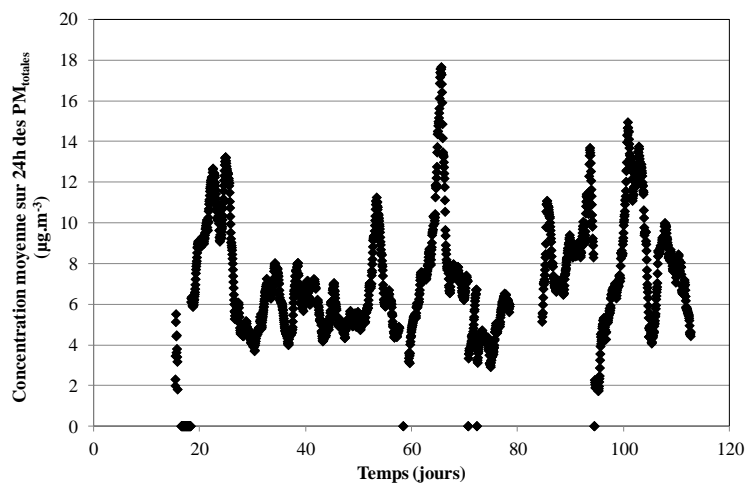
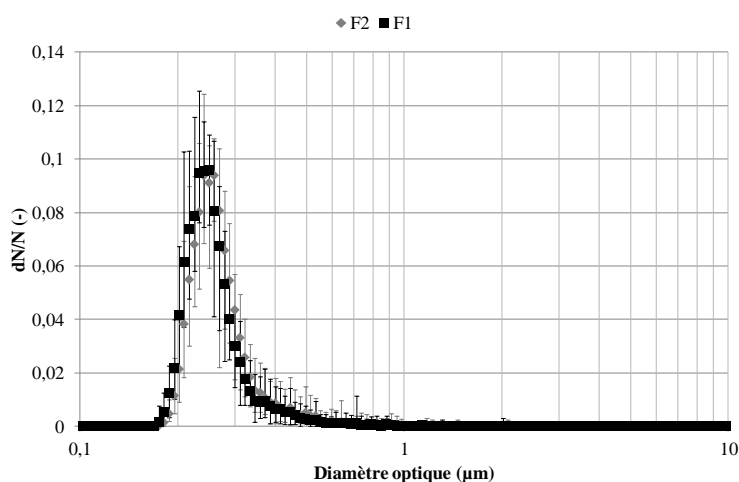


Figure 5-5 - Evolution temporelle de la concentration en particules en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes mesurées)

Les résultats montrent que la concentration moyenne journalière varie peu au cours du temps, des pics de concentrations atteignant jusqu’à  $18 \mu\text{g.m}^{-3}$  sont observés. Cette valeur maximale est significativement plus faible que la concentration en pic en moyenne horaire mesurée par Air Parif ( $238 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{10}$  et  $208 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  cf. chapitre 2 partie II.2). La concentration moyenne journalière au cours des 3 mois de suivi est de  $7,1 \pm 2,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ , soit environ 8 fois moins que les concentrations moyennes annuelles issues d’Air Rhône-Alpes ( $33 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{10}$  et  $25 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  cf. chapitre 2 partie II.2).

Par ailleurs, les mesures réalisées avec le compteur de particules WELAS ont permis de caractériser la distribution en nombre des particules en amont des filtres lors des périodes de mesure. La distribution moyenne en nombre est présentée **Figure 5-6**, elle présente l’évolution du nombre de particules, en  $dN/N$ , en fonction du diamètre optique de particule, en  $\mu\text{m}$ . Les valeurs présentées correspondent à la moyenne des mesures effectuées pendant les trois mois de campagne. Les résultats montrent que les distributions en particules en amont des 2 filtres testés ne sont pas significativement différentes. Les distributions moyennes présentées ont un diamètre optique médian de  $0,25 \mu\text{m}$  et un écart-type géométrique de 1,3.

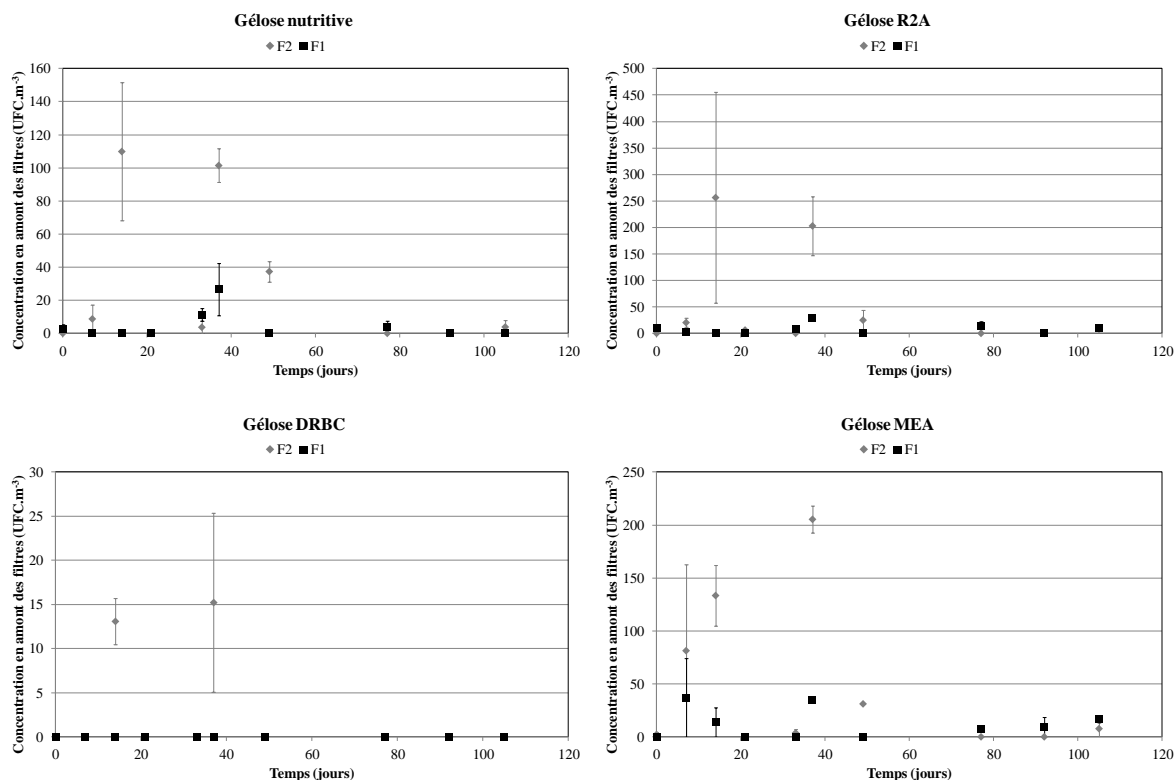


**Figure 5-6 - Distribution granulométrique des particules en amont des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=16 et étendues)**

### II.2.C. Concentration en aérosols microbiens

Les résultats issus des échantillonneurs BioSampler (SKC) ont montré une concentration en micro-organismes cultivables en amont des filtres variable pouvant atteindre jusqu’à  $250 \text{UFC.m}^{-3}$  en moyenne sur le milieu R2A, **Figure 5-7**. Les résultats obtenus pour le filtre F2 sont la plupart du temps supérieurs à ceux de F1. Cela peut s’expliquer par le fait que les concentrations observées sont relativement faibles et sont proches des limites de détection

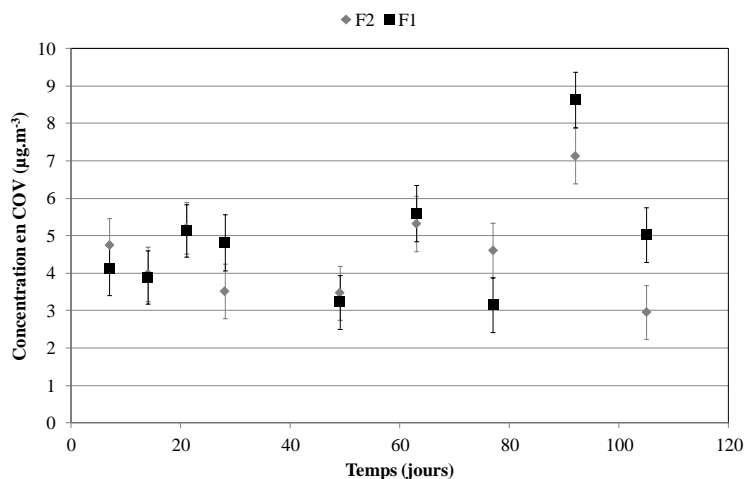
(4,6 UFC.m<sup>-3</sup>) et des limites de quantification (46 UFC.m<sup>-3</sup>). Par ailleurs, pour une même période de l’année et dans le même pilote, Forthomme (2012) avait mesuré des concentrations plus fortes comprises entre 400 et 1500 UFC.m<sup>-3</sup>.



**Figure 5-7 – Evolution temporelle de la concentration en aérosols microbiens en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

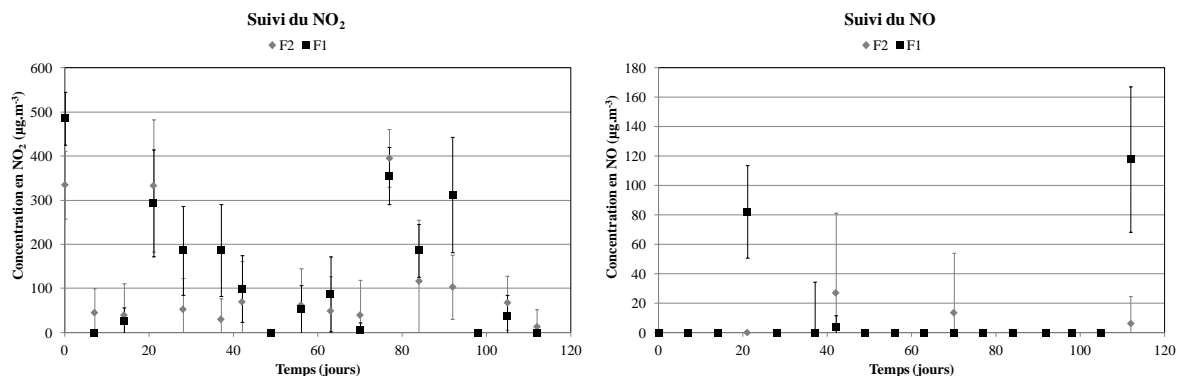
#### II.2.D. Concentration en polluants gazeux (COV et NOx)

La **Figure 5-8** présente les concentrations en équivalent toluène des COV totaux mesurés en amont de filtres, les incertitudes correspondent à l’erreur de mesure, c’est-à-dire à 5 fois la valeur du bruit de fond. En moyenne les concentrations au cours des trois mois de suivi sont de  $4,6 \pm 1,2 \mu\text{g.m}^{-3}$  en amont du filtre F2 et de  $4,8 \pm 1,6 \mu\text{g.m}^{-3}$  en amont de F1. Ces concentrations sont 50 fois plus faibles que les concentrations précédemment générés lors de la campagne expérimentale décrite au chapitre 4 et environ 7 fois plus faible que les concentrations moyennes annuelles en BTEX issues des différents organismes de surveillance de la qualité de l’air (cf. chapitre 2 partie II.2).



**Figure 5-8 - Evolution temporelle de la concentration en COV en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

Concernant les concentrations en  $\text{NO}_x$ , les mesures des concentrations en  $\text{NO}_2$  et  $\text{NO}$  sont présentées **Figure 5-9**. Pour le  $\text{NO}_2$  comme pour le  $\text{NO}$  les concentrations sont similaires en amont des filtres des deux colonnes. Pour le  $\text{NO}_2$  d’importantes variations de concentration ont lieu entre 0 et  $500 \mu\text{g.m}^{-3}$ ; en moyenne les concentrations sont de  $103 \pm 120 \mu\text{g.m}^{-3}$  et  $136 \pm 145 \mu\text{g.m}^{-3}$  (moyenne  $\pm$  écart-type), respectivement en amont de F2 et F1. Les incertitudes obtenues avec cette méthode de mesure par infrarouge sont grandes, il est donc difficile de comparer les résultats obtenus avec les valeurs guides OMS (WHO, 2010). Les concentrations en  $\text{NO}$  sont très faibles (proches de 0) en raison de son oxydation dans l’atmosphère en  $\text{NO}_2$ . Une concentration en  $\text{NO}$  importante, supérieure à  $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ , a été mesurée les jours 21 et 112, probablement due à une source extérieure ponctuelle. En moyenne les concentrations sont de  $3 \pm 7 \mu\text{g.m}^{-3}$  et  $12 \pm 33 \mu\text{g.m}^{-3}$  (moyenne  $\pm$  écart-type), respectivement en amont de F2 et F1. Ces concentrations en  $\text{NO}_x$  sont 7 fois plus faibles que les concentrations précédemment générés lors de la campagne expérimentale et environ 1,3 fois plus forte que les concentrations moyennes annuelles issues des différents organismes de surveillance de la qualité de l’air (cf. chapitre 2 partie II.2).



**Figure 5-9 - Evolutions temporelles des concentrations en NO<sub>2</sub> et NO en amont des filtres F7-combinés étudiés (valeurs moyennes pour N=10 et écarts-types)**

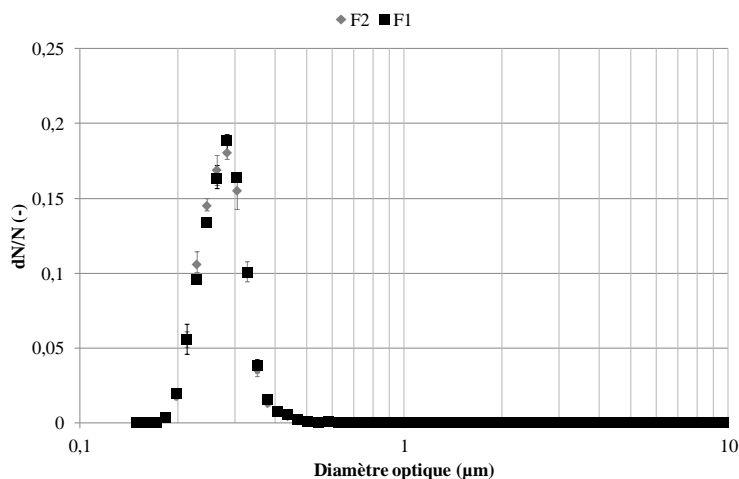
### Bilan

Dans l’ensemble, les niveaux de concentrations mesurées pour les différents polluants sont plus faibles que ceux attendus d’après les organismes de surveillance de la qualité de l’air. Ces valeurs sont même plus faibles que les recommandations OMS (WHO, 2010) présentées dans le chapitre 2. Cela s’explique par la zone géographique de l’étude ainsi que par les conditions climatiques.

## II.3. Performances de purification

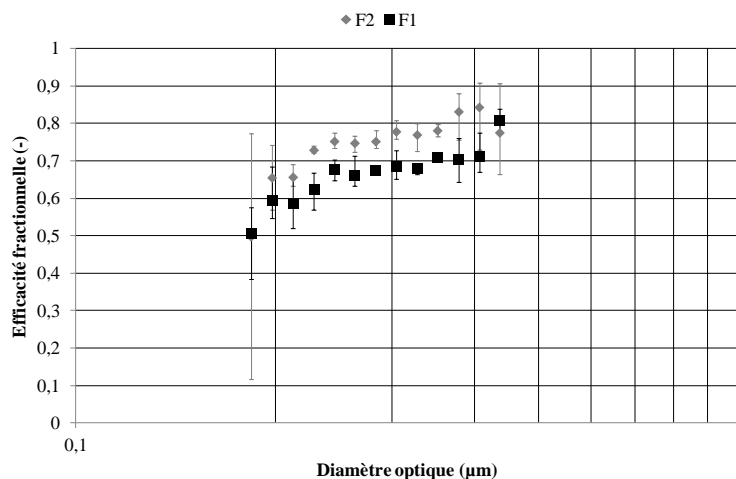
### II.3.A. Efficacité initiale de filtration avec la fluorescéine

Les efficacités initiales de filtration des prototypes de filtre F7-combiné F1 et F2 ont été évaluées lors de leur mise en place dans les colonnes. Une solution de fluorescéine de 400 mg.l<sup>-1</sup> a été générée en amont des filtres dans le pilote expérimental à un débit de 4,5 l.min<sup>-1</sup> à l’aide d’un nébuliseur médical Omron C29 (CompAir pro). Les particules ont été mesurées en amont et en aval de chaque filtre testé à l’aide du compteur Welas digital 2000 (Palas). La distribution granulométrique des particules générées est présentée **Figure 5-10**. Les résultats montrent que les distributions sont similaires en amont des 2 filtres testés ; le diamètre médian de la distribution moyenne est de 0,26 µm et l’écart-type géométrique de 1,2.



**Figure 5-10 - Distribution granulométrique en nombre des particules de fluorescéine (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

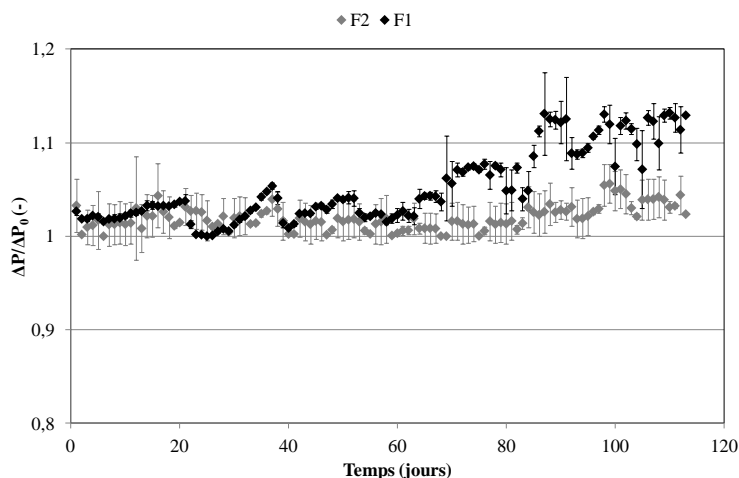
La **Figure 5-11** présente les efficacités fractionnelles des deux filtres testés. Les résultats montrent que l’efficacité du filtre F2 semble significativement plus grande que celle de F1 entre 0,2 µm et 0,4 µm. Cela peut s’expliquer par les conditions aérauliques en amont des filtres. La présence de la résistance chauffant en amont de F2 peut homogénéiser l’écoulement et malgré des vitesses moyennes identiques en amont de F1 et F2, les champs de vitesse à l’approche du filtre peuvent être différents influençant ainsi les efficacités fractionnelles. La valeur de MPPS initiale des filtres est en dessous de 0,2 µm, l’efficacité minimale obtenue est d’environ 50 % pour les deux filtres de chaque colonne. Par ailleurs, selon la norme EN779 :2012 l’efficacité minimale pour les filtres F7 est de 35% pour un diamètre de particule de 0,4 µm, or pour ce diamètre les deux filtres F2 et F1 ont des efficacités de 85% et 70% respectivement. Ainsi les deux prototypes de filtres respectent la norme EN779.



**Figure 5-11 - Evolution de l'efficacité fractionnelle initiale des prototypes de filtre F7-combiné avec des particules de fluorescéine (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

### II.3.B. Perte de charge des filtres au cours du temps

La **Figure 5-12** présente l'évolution de la perte de charge des filtres F1 et F2 au cours des 3 mois de suivi.



**Figure 5-12 - Evolution temporelle des pertes de charge des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes par jour et écarts-types)**

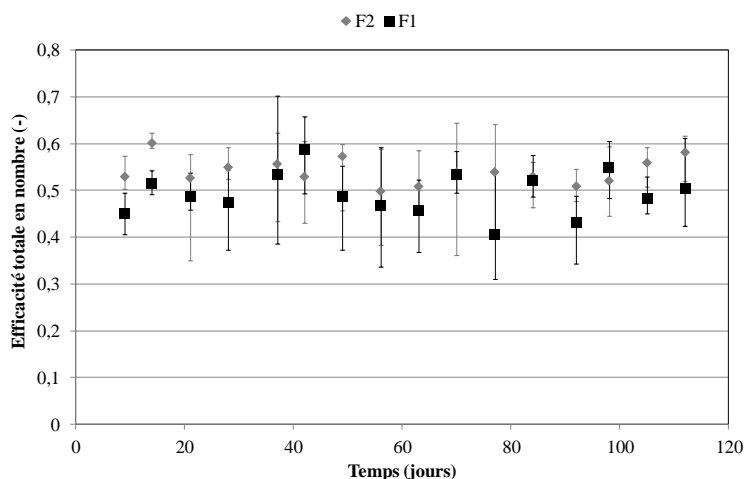
Les résultats montrent que l'augmentation de la perte de charge des filtres est beaucoup plus faible que lors des essais en conditions contrôlées. Cela s'explique par la plus faible concentration journalière de particules dans l'air extérieur péri-urbain propre au site de l'Ecole des Mines de Nantes. La masse surfacique de particules collectées sur le filtre à l'issue de ces 3 mois est de  $5,3 \text{ g.m}^{-2}$  en moyenne pour les filtres F2 et F1. En comparant avec l'essai multi-polluants en conditions contrôlées, pour une même masse surfacique de



particules collectées (c'est-à-dire après 2 jours en conditions contrôlées), la perte de charge des filtres est similaire, soit 85 Pa.

### II.3.C. Efficacité de collecte des particules au cours du temps

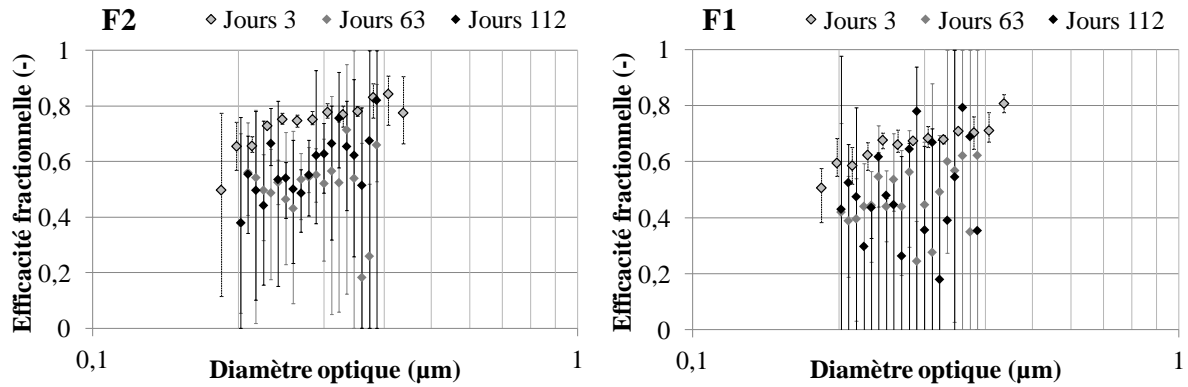
Les mesures effectuées avec le Welas digital 2000 (Palas) ont permis de tracer l'évolution de l'efficacité de collecte des particules entre 0,15 µm et 10 µm au cours des 3 mois de suivi. Les résultats sont présentés **Figure 5-13**.



**Figure 5-13 - Evolution temporelle de l'efficacité totale de collecte des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=5 et étendues)**

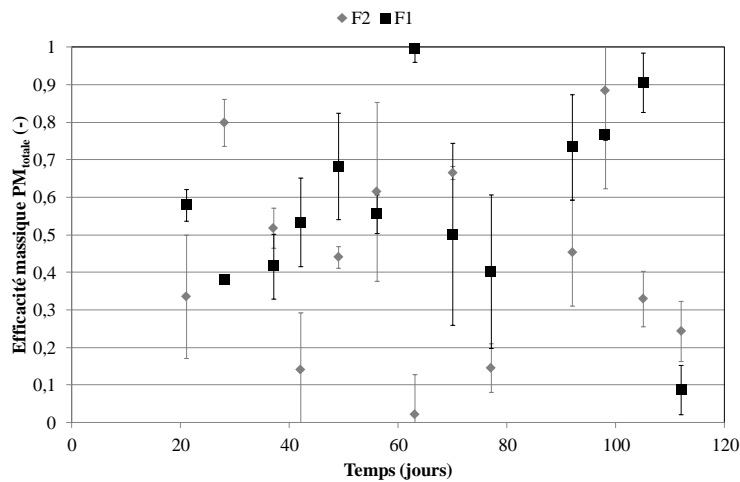
Les résultats montrent que l'efficacité totale de collecte des particules au cours du temps reste stable, de la même façon que les pertes de charge, sans différence significative entre les deux filtres hormis en début de colmatage comme précédemment observé avec l'aérosol test de fluorescéine. En moyenne sur les 3 mois de suivi, l'efficacité du filtre F2 est de 54 % ± 3 % et l'efficacité du filtre F1 est de 49% ± 4 % (moyenne ± écart-type).

Par ailleurs l'évolution de l'efficacité fractionnelle pour 3 degrés de colmatage est représentée **Figure 5-14**. Le jour 3 correspond au résultat expérimental obtenu avec les particules de fluorescéine. Les résultats montrent une grande variation d'efficacité mesurée les jours 63 et 112 en comparaison avec le jour 3. Cela s'explique par les faibles concentrations mesurées qui induisent une erreur plus importante lors du calcul des efficacités. Aucune tendance d'évolution de l'efficacité fractionnelle au cours du colmatage ne peut être dégagée de ces résultats.



**Figure 5-14 - Evolution temporelle de l’efficacité fractionnelle des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=5 et étendues)**

Les mesures réalisées avec le TEOM environnement 1405 (Thermo scientific) ont également permis de calculer une efficacité massique de collecte des particules, **Figure 5-15**. Les valeurs ont été obtenues à l’aide des concentrations massiques en  $PM_{totale}$  sur 1 h. Les efficacités massiques calculées sont de l’ordre de 43 %  $\pm$  25 % pour le filtre F2 et de 58 %  $\pm$  23 % pour le filtre F1 (moyenne  $\pm$  écart-type). Ces valeurs sont cohérentes avec celles obtenues d’après la distribution des particules en nombre. Les valeurs obtenues sont cependant très bruitées du fait des faibles concentrations mesurées.



**Figure 5-15 - Evolution temporelle de l'efficacité massique de collecte des particules totales des filtres F7-combinés testés (valeurs moyennes pour N=3 et étendues)**

### II.3.D. Efficacité de collecte des aérosols microbiens

La présence de micro-organismes n’a été détectée en aval des filtres testés que les jours de fortes concentrations dans l’atmosphère, c’est-à-dire les jours 14 et 37 (30/05/2016 et le 22/06/2016), et uniquement pour le filtre F2. Pour les autres jours les efficacités ne sont pas calculables étant donné que les valeurs obtenues en amont sont en dessous de la limite de

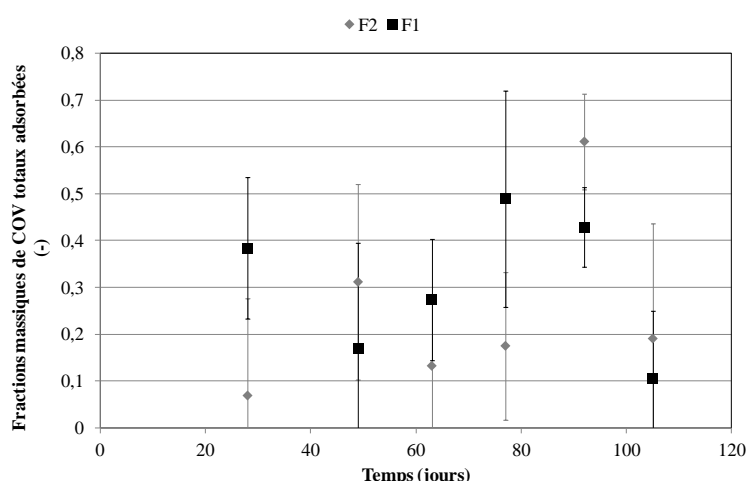
quantification. Les valeurs d’efficacité lors de ces jours sont récapitulées dans le **Tableau 5-3**. Les résultats montrent que les particules microbiennes cultivables sont collectées avec des efficacités importantes pour les deux filtres, le minimum étant 88 % de collecte.

**Tableau 5-3 - Efficacité de collecte des aérosols microbiens cultivables par le filtre F2 testé**

Jours	Gélose nutritive	Gélose R2A	Gélose DRBC	Gélose MEA
30/05/2016	88 %	93 %	-	100 %
22/06/2016	98 %	99 %	-	99 %

### II.3.E. Efficacité de purification des polluants gazeux au cours du temps

La **Figure 5-16** montre l’évolution de la fraction massique de COV totaux adsorbés par les filtres au cours du temps. L’efficacité moyenne de traitement obtenue est très variable sans différence significative entre les 2 filtres au cours du temps. L’efficacité moyenne du filtre F2 avec traitement thermique est de  $25 \% \pm 18 \%$  et pour le filtre F1 l’efficacité moyenne est de  $31 \% \pm 14 \%$ . Cela signifie que dans les conditions étudiées de faible concentration en COV, le traitement thermique n’a pas d’influence sur l’efficacité d’adsorption des COV. Par ailleurs, les efficacités en conditions réalistes sont plus faibles que dans les conditions contrôlées (entre 40% et 30%). Cela s’explique par le fait que le toluène est le seul COV dans les essais en conditions contrôlées et que les concentrations générées sont plus importantes,  $250 \mu\text{g.m}^{-3}$  contre en moyennes  $4,6 \pm 1,2 \mu\text{g.m}^{-3}$  et  $4,8 \pm 1,6 \mu\text{g.m}^{-3}$  pour les filtres F2 et F1.

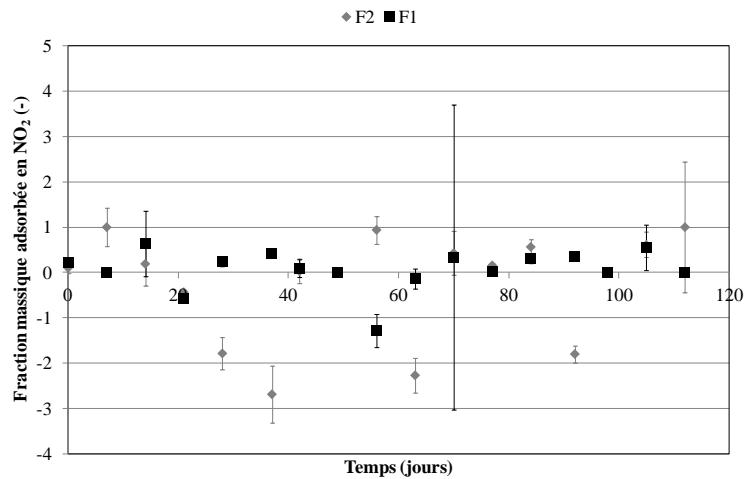


**Figure 5-16 - Evolution temporelle de l'efficacité de purification des COV des filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées et incertitudes de l'analyse)**

Concernant le  $\text{NO}_2$ , il s’avère que les quantités mesurées sont peu différentes en amont et en aval du filtre ce qui induit une faible efficacité voire une efficacité négative de purification

de ces gaz, **Figure 5-17**. Cela s’explique en raison des très fortes incertitudes de mesures qui entraînent une forte variabilité des résultats. Ainsi les performances du filtre combiné vis-à-vis du  $\text{NO}_2$  sont très faibles ce qui rejoint les résultats en conditions contrôlées où l’efficacité d’adsorption est de l’ordre de 10% à 20%.

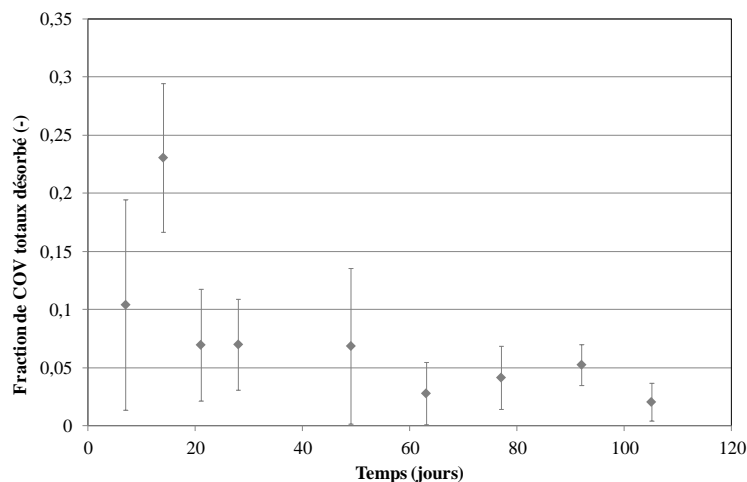
Par ailleurs, la fraction de  $\text{NO}$  adsorbé n’a pas été présentée en raison de sa faible présence au cours du suivi temporel.



**Figure 5-17 - Evolution temporelle de la fraction de  $\text{NO}_2$  adsorbé par les filtres F7-combinés testés (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

### II.3.F. Performances du traitement thermique sur la désorption des gaz

Les performances de désorption des COV lors des phases de régénération thermique sont présentées **Figure 5-18**. Les valeurs ont été calculées en intégrant les fractions moyennes de COV adsorbées et désorbées sur le temps.



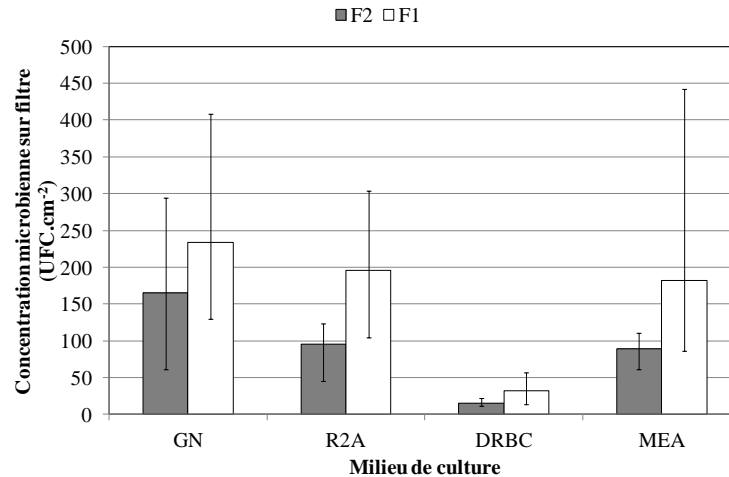
**Figure 5-18 - Evolution temporelle de la fraction de COV désorbés par le filtre F7 combiné F2 (valeurs mesurées et incertitudes de l’analyse)**

Les résultats montrent qu'une très faible quantité de COV est désorbée. Cette fraction désorbée est comparable avec celle obtenue en conditions contrôlées qui est de l'ordre de 10 %. La faible quantité de polluants présents dans l'air péri-urbain et l'évaluation des efficacités de traitement rendent difficile l'utilisation d'un traitement thermique, peu pertinent malgré les performances satisfaisantes obtenues en conditions contrôlées.

Concernant les NO<sub>x</sub>, de même que la quantité adsorbée, la quantité désorbée étant très variable, les résultats ne sont pas exploitables.

### II.3.G. Performances du traitement thermique sur la population microbienne sur les filtres

Après les 3 mois de suivi, les deux filtres F2 et F1 ont été analysés. Trois échantillons de chacun des deux filtres ont été découpés puis extraits selon la méthode précédemment utilisée partie III.5 du chapitre 3. Les résultats, présentés **Figure 5-19**, montrent que les concentrations sur le filtre F2 ayant subi le traitement thermique sont plus faibles que pour le filtre F1 pour tous les milieux de culture utilisés. Le traitement thermique permet de diminuer les populations microbiennes de 51% pour les micro-organismes cultivés sur les milieux R2A, DRBC et MEA. Pour le milieu de culture nutritif, la diminution de population microbienne est de 29%. Des analyses ANOVA suivi de test de Scheffé ont été réalisées pour comparer les concentrations microbiennes pour les deux filtres. L'analyse statistique supporte l'hypothèse de différence de concentrations microbiennes entre les deux filtres pour les milieux de culture R2A, DRBC et MEA avec un niveau de confiance de 95% ; pour le milieu de culture nutritif, le niveau de confiance est de 87%. Ces résultats indiquent que le traitement thermique permet de diminuer la population microbienne présente sur le filtre, cela est d'autant plus remarquable que le filtre F1 semble avoir été moins exposé aux micro-organismes d'après les concentrations mesurées en amont des filtres (cf. partie II.2.C). Les micro-organismes les moins sensibles au traitement semblent être les bactéries hétérotrophes qui se développent favorablement sur le milieu nutritif.



**Figure 5-19 – Concentration microbienne final sur chacun des deux filtres (valeurs moyennes pour N=9 et étendues)**

### Bilan

Cette partie expérimentale a permis de montrer dans un premier temps que le niveau de concentration en polluants de la zone péri-urbaine de l’étude est plus faible que les valeurs guides OMS. Le filtre F7-combiné testé possède des bonnes performances de purification vis-à-vis des polluants suivis, cependant son implantation dans une zone faiblement polluée n’est pas nécessaire au regard des valeurs de l’OMS (WHO, 2010).

Dans un second temps, l’emploi du système de traitement thermique ne permet pas d’augmenter les performances d’adsorption dans les zones faiblement polluées. En revanche, le traitement thermique permet de diminuer significativement la population microbienne présente sur le filtre.

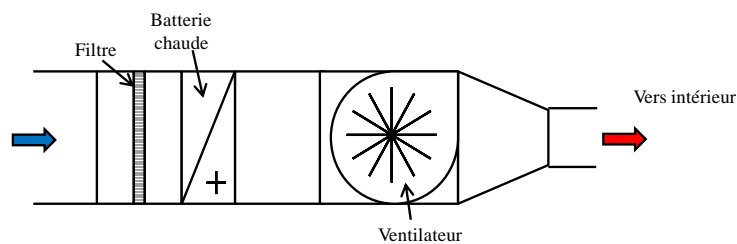
L’implantation du filtre F7-combiné avec traitement thermique est donc recommandée pour des zones où le niveau de pollution est plus élevé.

### III. Adaptabilité de la solution de traitement à une maison individuelle type

#### III.1. Dimensionnement théorique dans une maison individuelle de l’école des Mines de Nantes

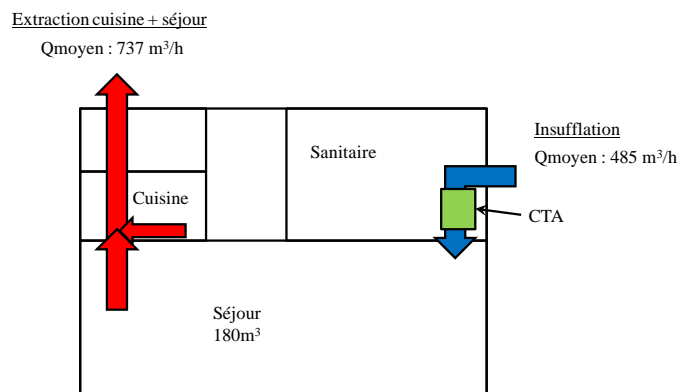
Une maison de type individuel au sein de l’EMN, servant de logement aux doctorants, a été choisie pour étudier la problématique d’implantation de la solution de traitement pour un cas réel. Cette maison a été choisie car elle possède un système de ventilation double flux incluant une CTA sur le flux d’insufflation.

Dans un premier temps, les caractéristiques techniques de la ventilation en place, ainsi que les dimensions de la CTA installée dans la maison ont été mesurées. La CTA existante possède un filtre grossier, une batterie chaude et un ventilateur comme indiqué **Figure 5-20**.



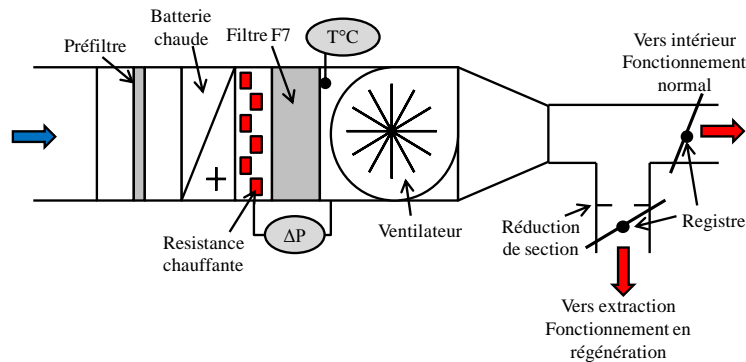
**Figure 5-20 - Schéma de la CTA existante dans la maison de l’EMN**

Les débits d’insufflation et d’extraction ont été mesurés à l’aide d’un fil chaud Veloport 20 (Elektronik). Ces informations ainsi que le schéma de la disposition de la maison sont présentés **Figure 5-21**.



**Figure 5-21 - Schéma vue de dessus du système de ventilation de la maison de l’EMN**

Dans ces conditions de débit, un prototype de filtre F7-combiné ainsi qu'une implantation spécifique dans la CTA des résistances chauffante et du filtre sont proposés **Figure 5-22**.



**Figure 5-22 - Schéma de l'implantation du système dans la maison de l'EMN**

Le prototype de filtre s'intègre entre la batterie chaude et le ventilateur. La section de la canalisation étant de 360 mm × 300 mm et d'après le débit d'insufflation de 485 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, le prototype de filtre devra avoir une surface filtrante de 1,06 m<sup>2</sup>. Or la distance entre la batterie chaude et le ventilateur faisant 17 cm pour inclure le filtre et les résistances chauffantes, une hauteur de plis de 10 cm et un pas de plis de 2,1 cm ont été fixés pour la géométrie plissée du prototype de filtre F7-combiné. 6 résistances chauffantes de 250 W chacune sont placées en amont du filtre, afin de chauffer l'air à 70°C pour des températures de l'air extérieur allant jusqu'à 0°C.

Enfin, un système de by-pass installé après le ventilateur permet d'évacuer l'air vers le système d'extraction lors des périodes de traitement thermique.

### III.2. Problèmes techniques pouvant être rencontrés

Tout d'abord, la limitation de l'encombrement du procédé dans la CTA existante amène à dimensionner le prototype de filtre F7-combiné en géométrie plan/plissé. Cette géométrie permet d'augmenter la surface filtrante jusqu'à atteindre les conditions nominales d'utilisation en termes de vitesse de filtration tout en respectant les contraintes de place disponible.

Ensuite, n'ayant pas accès directement à la commande de la batterie chaude existante, l'ajout de résistances chauffantes est obligatoire pour chauffer le filtre à 70°C pendant les périodes de régénération. Ainsi, 6 résistances de 250 W sont nécessaires, la puissance électrique engendrée par ces résistances étant importante, il est nécessaire de vérifier que la puissance électrique disponible dans la maison soit suffisante. A noter, l'utilisation de la batterie chaude, qui n'est pas accessible pour la maison de l'EMN, peut réduire le coût en puissance électrique ainsi que la quantité de résistances nécessaire.



Enfin, suite aux résultats obtenus en conditions réalistes précédemment décrits dans ce chapitre, il semble que la fréquence de chauffage pourrait être diminuée selon le niveau de saturation du filtre ou le risque de prolifération microbienne. En effet, la mise en place d’un système de régulation avec un capteur déclenchant le cycle de chauffage peut être envisagée pour réduire le coût du traitement thermique dans des conditions réelles. Par exemple, une sonde d’humidité relative peut déclencher le cycle de traitement lorsque l’humidité atteint un certain seuil pendant une période donnée (e.g. déclenchement du traitement thermique si  $HR > 90\%$  pendant 3 jours).

## IV. Etude technico-économique d’implantation de la solution de traitement dans l’habitat

Dans le cadre d’un projet d’étude d’un groupe d’étudiants de Master encadré durant les travaux de thèse, une étude technico-économique de la solution de filtre F7-combinée a été réalisée dans le but notamment de proposer des solutions pour réduire le coût des opérations et de discuter de l’intérêt et de la faisabilité d’un tel procédé pour différents pays selon les situations politiques, sociales, économiques et environnementales.

### IV.1. Estimation du coût de la solution pour la France

Dans un premier temps, le coût du filtre F7-combiné avec un traitement thermique a été évalué. Le coût de l’équipement a d’abord été estimé, il prend en compte le système de chauffage ainsi que le coût du filtre pour la surface de filtration requise. Cette surface est supposée égale à celle du prototype de filtre testé au laboratoire, soit  $0,17 \text{ m}^2$ . Ainsi le coût de la solution est de 120,8 € (filtre = 3,4 € + système de chauffage = 117,4 €). Ce coût a été calculé à partir des factures du Laboratoire pour les matériaux et correspond à un prototype réalisé manuellement. Il a été estimé qu’une production à l’échelle industrielle de cette solution peut abaisser le coût de 50 %, ce qui fait un coût de l’équipement de la solution de 60,3 €. A noter, ce coût suppose que les maisons individuelles soient déjà équipées d’un système de ventilation.

Dans un second temps le coût de la consommation énergétique annuelle de l’implantation d’un filtre F7-combiné avec résistance chauffante a été évalué. Ce coût prend en compte la consommation énergétique des résistances chauffantes et des appareils de contrôle du système (sonde de température, système de mise en marche, etc.). Il suppose que le coût de l’électricité est de  $0,17 \text{ €} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (pour la France) et que les résistances chauffantes sont utilisées tous les jours pendant 1h30. Ainsi, le coût par mois est de 9,6 € soit un total de 115,7 € par an en consommation électrique.

Finalement, l’investissement pour l’équipement de la solution est estimé à 60,3 € et le coût de fonctionnement est estimé à 115,7 €. En ajoutant un coût de maintenance pour le changement du filtre 1 fois par an, et en supposant que le changement n’entraîne pas de coût de main d’œuvre supplémentaire, le coût annuel de l’entretien et de fonctionnement de la solution est estimé à 176,0 €.

## IV.2. Solutions de réduction des coûts

Une analyse de sensibilité a permis d’identifier 4 variables pouvant influencer le coût final du système dans une maison individuelle : le prix de la consommation électrique, la présence d’un système de ventilation existant, la durée de vie du filtre (qui est reliée au niveau de pollution extérieur) et le coût de la main d’œuvre pour le remplacement du filtre. Parmi ces différentes variables, l’étude a montré que le coût le plus important provient du coût en énergie. Différentes solutions ont été proposées pour réduire ces différents coûts.

Tout d’abord, pour minimiser le coût de consommation d’énergie et réduire l’impact environnemental, des énergies renouvelables telles que l’utilisation de panneaux solaires ou de mini-éoliennes peuvent être utilisés.

Un autre problème peut venir de la gestion des filtres usagés lors de la maintenance du système. Pour minimiser l’impact environnemental il est recommandé d’utiliser des matériaux facilement valorisables par combustion. La valorisation peut être d’autant plus facilitée par la mise en place d’un programme de collecte des filtres usagés.

Un grand pourcentage des coûts peut également venir de la main d’œuvre occasionnée par la maintenance des filtres. Un design approprié du système peut permettre à l’utilisateur de remplacer lui-même le filtre et donc de supprimer le coût en main d’œuvre.

Par ailleurs l’utilisation d’un capteur spécifique, de type capteur pression différentielle, indiquant le moment optimal pour changer le filtre peut être utilisé. Cela peut permettre d’une part de diminuer le coût de maintenance en évitant un changement inutile de filtre, et d’autre part de préserver l’intégrité du filtre.

Enfin, l’automatisation des périodes de ventilation pour un fonctionnement lors des périodes de fortes pollutions peut permettre de réduire le coût en énergie. Par exemple, dans les grandes métropoles, le système peut être mis en route pendant les périodes de trafics intenses le matin et le soir lors des pics de pollution, et s’éteindre lorsque la pollution diminue pour limiter la perte d’énergie. Cela peut aussi être intéressant lorsqu’aucun habitant n’est présent dans la maison.

## IV.3. Etude de l’implantation du système dans le monde

Les coûts initiaux et de fonctionnement de la solution de filtre combiné avec traitement thermique pour 4 pays ont été comparés : le Brésil, la Chine, la France et les Etats-Unis. Les résultats des estimations sont présentés dans le **Tableau 5-4**. Il est supposé que le coût en équipement de la solution (filtre + résistances chauffantes) est le même pour les différents pays. Pour le Brésil et la Chine il a été supposé que les maisons individuelles ne sont pas

équipées de système de ventilation, ce qui engendre des coûts initiaux et annuels supplémentaires. Concernant le coût annuel en maintenance, il a été estimé par rapport au nombre de filtre à changer dans une année et donc par rapport au niveau de pollution des différentes régions. La durée de vie d’un filtre est ainsi estimée à 6 mois en Chine, 9 mois au Brésil et 12 mois en France et aux Etats-Unis.

**Tableau 5-4 - Estimation des coûts initiaux et des coûts de fonctionnement de la solution pour différents pays**

Pays	Coût en équipement de la solution (€)	Coût en équipement de ventilation (€)	Coût annuel en électricité de la solution (€)	Coût annuel en maintenance (€)	Coût annuel en électricité supplémentaire de la ventilation (€)	Coût en équipement total (€)	Coût annuel total (€)
<b>Brésil</b>	60,3	100	102,1	80,4	131,4	<b>160,3</b>	<b>313,9</b>
<b>Chine</b>	60,3	50	48,3	120,7	62,2	<b>110,3</b>	<b>341,5</b>
<b>France</b>	60,3	-	115,7	60,3	-	<b>60,3</b>	<b>176,0</b>
<b>Etats-Unis</b>	60,3	-	75,6	60,3	-	<b>60,3</b>	<b>135,9</b>

Les résultats présentés dans le **Tableau 5-4** montrent que l’implantation du système est plus onéreuse dans les pays en développement et émergent (Brésil et Chine) que dans les pays développés (France et Etats-Unis). Cela s’explique par le fait que des systèmes de ventilation sont supposés déjà en place dans la plupart des maisons des pays développés et que le niveau de pollution est plus faible ce qui engendre une réduction de la maintenance. Ainsi la présence d’un système de ventilation dans les pays développés n’entraîne pas de surcoût en termes de consommation électrique. La ventilation faisant déjà partie du budget dans les pays développés, le coût de la ventilation ne représente pas un facteur de décision quant à l’ajout de la solution de traitement proposée. En revanche, l’impact de la ventilation dans le coût en électricité final est un facteur majeur non négligeable dans les pays en développement. Le coût final est donc plus important pour le Brésil, puis la Chine, la France et les Etats-Unis pour qui le coût de l’électricité annuel est moins important.

Par ailleurs, l’implantation du système étudié dans les pays en développement est nécessaire à cause des niveaux de pollutions mais elle peut être difficile du point de vue économique. En effet, en comparant les coûts totaux de la première année de l’implantation avec le salaire annuel minimum, l’investissement dans le système proposé représente 20 % du salaire annuel minimum au Brésil, 6 % en Chine, 1,2 % en France et 1,4 % aux Etats-Unis. Par ailleurs, d’autres solutions de traitement alternatives existent, notamment des purificateurs d’air individuels, dont le but est de traiter l’air de la pièce dans laquelle il est installé. Ces

purificateurs peuvent inclure différentes technologies (filtre à poussière, HEPA, charbon actif, zéolite, ioniseur, etc.) et possèdent différents niveaux de performances. Leurs prix peuvent varier entre 80 € et 1400 € mais il reste en moyenne autour de 500 €. Le coût de l’implantation du filtre F7-combiné avec un système de chauffage dans une VMC étant de 60,3 €, cela en fait une proposition particulièrement intéressante pour apporter un air de qualité dans l’ensemble de l’habitat. La majorité de la population dans les pays en développement pourraient donc investir plus facilement dans le système de traitement d’air proposé que dans un épurateur individuel.

En comparant la situation de chaque pays, il s’est avéré que les pays développés ont une meilleure régulation de la qualité de l’air extérieur comme intérieur, ce qui explique le faible niveau de pollution en comparaison avec le niveau d’industrialisation. Cependant au regard des CTA des maisons individuelles, tous les pays étudiés ont besoin d’implanter de meilleurs systèmes pour améliorer la QAI, donc la solution de filtre combiné avec traitement thermique peut être particulièrement intéressante pour tous ces pays.

## V. Conclusion

Ce dernier chapitre a permis de caractériser les performances de traitement du prototype de filtre F7-combiné en conditions réalistes. L’étude a révélé que les concentrations en polluants de l’air extérieur urbain peuvent être faibles dans les zones péri-urbaines, parfois même inférieures aux valeurs guides OMS (WHO, 2010) ; l’utilisation de la solution de traitement testée n’est alors pas justifiée. Cependant dans les zones plus polluées, la solution de traitement permet d’assurer un air de meilleure qualité. Par ailleurs, l’utilisation d’un traitement thermique permet de diminuer les concentrations microbiennes sur le filtre même lorsque les niveaux de concentration sont faibles.

L’implantation de ce système dans un habitat individuel reste envisageable sur des VMC existantes, des améliorations notamment en termes de régulation du traitement thermique sont à prévoir pour limiter les coûts.

Enfin, l’étude technico-économique a montré que le coût d’équipement de la solution en France est estimé à 60,3 € avec un coût de fonctionnement annuel de 176,0€. La solution d’amélioration de la QAI proposée avec le filtre F7-combiné et le traitement thermique semble nécessaire pour la plupart des pays. Cependant, un tel système est onéreux pour les pays en développement ce qui peut être un frein majeur à sa mise en place dans des maisons individuelles. Les pays en développement restent néanmoins des cibles de choix pour un filtre combiné du fait de leurs plus forts niveaux de pollution.



## Conclusion générale



Ce travail de thèse a conduit à l'étude et au développement d'une solution de traitement de l'air extérieur urbain adaptée à l'habitat individuel. L'état de l'art a dans un premier temps permis de recenser les différents polluants de l'air extérieur pour pouvoir sélectionner les polluants caractéristiques d'un environnement urbain. Les niveaux de concentrations types ont été déterminés à l'aide de différents organismes de suivi de la qualité de l'air que sont Air Paris, Air Pays de Loire et Air Rhône Alpes. Puis les systèmes de ventilation ont été décrits et le principe de la ventilation mécanique par insufflation a été identifié pour le transfert de polluants entre l'air extérieur et l'air intérieur, en particulier les systèmes de VMC double flux en raison de leur forte utilisation dans les nouveaux bâtiments. Les procédés de traitement de l'air ont ensuite été inventoriés puis classés en fonction des polluants qu'ils traitent. Les procédés non adaptables en maison individuelle ou produisant des sous-produits indésirables ont été délaissés. Finalement, 2 procédés ont été retenus : la filtration par média fibreux pour traiter les particules et l'adsorption pour purifier l'air des polluants gazeux.

Les polluants, procédés et systèmes de ventilation étant définis pour l'étude, des verrous scientifiques et techniques, induits par le choix des procédés, ont été identifiés. En effet, les performances des procédés sélectionnés se dégradent au cours du temps en termes de saturation de l'adsorbant par les COV et d'accumulation de particules y compris biologiques dans le média fibreux. Ces deux phénomènes réduisent les performances de traitement et peuvent même dégrader la QAI. Ainsi pour lever ces verrous, un système de traitement thermique est mis en place pour régénérer l'adsorbant et réduire la disponibilité en eau sur le filtre pour limiter la croissance de micro-organismes. Une méthodologie générale a donc été mise en place, elle comporte 3 parties :

- la caractérisation des matériaux et le choix d'une solution de traitement en fonction des performances et des coûts ;
- l'optimisation du traitement thermique et la réalisation d'essais en conditions contrôlées de génération multi-polluants, notamment pour étudier les différentes interactions possibles entre les polluants ;
- la réalisation d'essais en conditions réalistes de traitement et l'étude de la faisabilité d'implantation du procédé combiné dans un habitat.

Une solution de traitement a d'abord été sélectionnée pour les campagnes d'essais laboratoire parmi 3 solutions commercialement disponibles représentant la variété des procédés envisageables. Pour cela, les différents matériaux utilisés pour les trois solutions proposées ont été caractérisés. Cette caractérisation a été réalisée tout d'abord en termes de propriétés de structure, puis les performances des matériaux en filtration pour les médias

filtrants et en adsorption pour les médias adsorbants ont été déterminées dans les mêmes conditions. Enfin, le comportement des médias fibreux vis-à-vis des micro-organismes a été étudié. L'ensemble des caractéristiques ainsi obtenues pour les différents matériaux a finalement été récapitulé par rapport à chaque solution proposée. Quatre grandes catégories ont été comparées : le coût d'investissement, le coût de fonctionnement, les performances de traitement et le risque de contamination biologique. Une comparaison quantitative des solutions a permis de révéler la solution utilisant un filtre F7-combiné (fibres de verre + grains de charbon actif) et de la sélectionner pour réaliser les campagnes expérimentales au laboratoire.

La première campagne expérimentale en conditions contrôlées a eu lieu dans un pilote expérimental élaboré à l'École des Mines de Nantes. Ce pilote est composé d'un système de chauffage qui permet de réaliser des traitements thermiques sur le filtre pour régénérer partiellement l'adsorbant et limiter la croissance des micro-organismes, et il permet de suivre l'ensemble des paramètres pour l'étude des performances du filtre combiné. Les polluants modèles représentatifs des polluants cibles de l'air extérieur urbain sélectionnés sont des particules de riz micronisé ( $PM_{10}$ ), des particules de suie ( $PM_{2,5}$ ), *Penicillium chrysogenum* (aérosol microbien), le toluène (BTEX) et le  $NO_2$  ( $NO_x$ ). Leurs niveaux de concentration ont été fixés à l'aide des valeurs fournies par des organismes de mesure de la qualité de l'air que sont Air Parif, Air Pays de Loire et Air Rhône Alpes. Un prototype de filtre en géométrie plissée a également été conçu de façon à assurer une vitesse de filtration nominale. Dans un premier temps, des essais préliminaires ont été réalisés pour déterminer les conditions optimales du traitement thermique en termes de régénération de l'adsorbant. Un traitement journalier de  $70^\circ C$  pendant 1h30 a été retenu. Les essais multi-polluants en conditions contrôlées ont permis de déterminer les performances de traitement du filtre F7-combiné. Les potentielles interactions entre les polluants ont été investiguées. Il s'est avéré que la présence de  $PM_{2,5}$  induit un passage en filtration de surface plus rapide, ce qui permet d'augmenter et de maintenir stable l'efficacité de collecte des  $PM_{10}$  au cours du colmatage multi-polluants. Un effet de l'humidité a été montré sur l'adsorption du toluène mais pas sur l'adsorption du  $NO_2$ . Pour chaque type de particules étudié aucun effet n'a été mis en évidence sur les performances d'adsorption du toluène. En revanche, une interaction entre le  $NO_2$  et le toluène semble favoriser l'adsorption du toluène aux dépens du  $NO_2$ . Le traitement thermique journalier a permis de régénérer partiellement l'adsorbant, et permet de conserver une efficacité d'adsorption du toluène entre 30% et 40% au cours du temps. Concernant la limitation de la croissance des micro-organismes, le traitement thermique dans les conditions

expérimentales a permis de réduire la population des *P. chrysogenum*. Au vue des bonnes performances de traitement de la solution, la campagne multi-polluants en conditions réalistes a été conduite.

Pour cette dernière campagne, un pilote déjà présent au laboratoire a été modifié. Il comporte deux colonnes de filtration fonctionnant en parallèle qui sont alimentées de la même façon par l'air extérieur au laboratoire. Un système de chauffage a été implanté sur une des colonnes, ce qui permet de suivre les performances de 2 prototypes de filtre F7-combiné plissé simultanément : un filtre subissant un traitement thermique à 70°C pendant 1h30 tous les jours, l'autre servant de témoin pour étudier l'effet du traitement thermique en conditions réalistes de pollution. Les résultats ont montré que le niveau de pollution est plus faible que lors des essais en conditions contrôlées. Ce qui peut s'expliquer par le fait que le site de l'École des Mines de Nantes est situé dans une zone péri-urbaine, proche du périphérique mais peu exposée à l'influence du trafic automobile du fait des vents dominants. Les performances de traitement ont été établies et il s'est avéré difficile de les évaluer pour les polluants gazeux, notamment pour les NO<sub>x</sub>. Les performances ont néanmoins pu être évaluées vis-à-vis des particules, les résultats montrent que les efficacités de collecte sont moins importantes que lors des essais en conditions contrôlées. En raison des faibles concentrations, les pertes de charge des filtres testés augmentent peu au cours des 3 mois de suivi. Concernant l'efficacité du traitement thermique, les résultats ont montré une régénération du charbon actif similaire aux essais en conditions contrôlées. Cependant, cela n'affecte pas l'efficacité d'adsorption qui est inchangée pour les deux filtres des différentes colonnes, ce qui pose des questions quant au bénéfice qu'apporte le traitement thermique pour des faibles niveaux de concentrations. En revanche, l'effet du traitement thermique sur la population en micro-organismes a pu être montré lors de cette campagne avec une baisse significative de 50% de la population microbienne sur le filtre ayant subi un traitement thermique à la fin des 3 mois d'étude. Par ailleurs, l'implantation de la solution dans une maison individuelle possédant un système de ventilation a été étudié. L'implantation est possible dans la mesure où la place disponible est suffisante de même que la puissance électrique. Enfin, une étude technico-économique a été conduite lors d'un projet d'étudiants en master à l'EMN. Les étudiants ont pu estimer le coût de la solution qui est de 60,3 € ainsi que son coût de fonctionnement annuel de 176,0 €. Leur étude a permis de proposer des solutions pour diminuer les coûts, notamment par l'utilisation d'énergies renouvelables et par l'amélioration des périodes d'utilisation du procédé. Ils ont finalement estimé les prix de la solution et son coût de fonctionnement pour différents pays, développés ou en

développement. Il en est ressorti que seul le coût de fonctionnement de la ventilation peut être un facteur décisif d'un point de vue économique pour l'implantation du système proposé.

Cette thèse a ainsi étudié les performances d'un procédé de traitement combiné pour limiter le transfert de polluants en zone urbaine par une approche « génie des procédés ». En perspective du travail réalisé, la prochaine étape est l'adaptation *in situ* de la solution dans un habitat individuel, dont l'environnement est plus pollué, et de suivre les performances du filtre combiné pendant l'ensemble de sa durée de vie. Une amélioration du suivi du NO<sub>2</sub> devra être effectuée pour diminuer les incertitudes liées à la mesure observées lors des essais au Laboratoire, et ainsi estimer plus précisément les performances du filtre vis-à-vis du NO<sub>2</sub>. Un autre point clé est l'optimisation des systèmes existants dans les logements pour limiter les surcoûts lors du dimensionnement, notamment pour le système de traitement thermique. Egalement, le développement d'indicateur pouvant évaluer le niveau de colmatage ou de saturation du filtre peut permettre de réduire les coûts de fonctionnement en réduisant la fréquence du traitement thermique.

En outre, cette étude peut contribuer à l'établissement d'une base de données pour l'évaluation des différents procédés de traitement de l'air dans le cadre spécifique de l'habitat individuel. Les paramètres clés pour la mise en œuvre des procédés, à savoir les performances de traitement et les coûts économiques, sont renseignés. Des études similaires avec d'autres procédés utilisés de manière combinée ou avec des systèmes de fonctionnement différents, tels que les épurateurs autonomes, peuvent être réalisés. L'objectif étant de pouvoir déterminer les procédés les mieux adaptés aux différentes situations rencontrées.



# Bibliographie

- ADEME, 2014a. Une ventilation pour une meilleure qualité de l'air [WWW Document]. <http://www2.ademe.fr/>. URL <http://ecocitoyens.ademe.fr/mon-habitation/renover/ventilation> (accessed 4.29.14).
- ADEME, 2014b. Economies d'énergie [WWW Document]. <http://www2.ademe.fr/>. URL <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=17161> (accessed 4.29.14).
- ADEME, 2013. <http://www2.ademe.fr/>.
- Agranovski, I.E., Moustafa, S., Braddock, R.D., 2005. Performance of activated carbon loaded fibrous filters on simultaneous removal of particulate and gaseous pollutants. *Environ. Technol.* 26, 757–766.
- ANSES, 2013. Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur (VGAI) [WWW Document]. <http://www.anses.fr>. URL <http://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualit%C3%A9-d%E2%80%99air-int%C3%A9rieur-vgai> (accessed 12.4.13).
- Austin, B.S., Greenfield, S.M., Weir, B.R., Anderson, G.E., Behar, J.V., 1992. Modeling the indoor environment. *Environmental Science & Technology* 26, 850–858. doi:10.1021/es00029a001
- Axley, J., 1988. Progress toward a general analytical method for predicting indoor air pollution in buildings: Indoor air quality modeling phase III report. US Department of Commerce, National Bureau of Standards, Building Environment Division.
- Bailly, A., Clerc-Renaud, M., Rutman, E., Ternant, C., 2001a. Traitement de l'air et climatisation - Généralités. *Technique de l'ingénieur*.
- Bailly, A., Clerc-Renaud, M., Rutman, E., Ternant, C., 2001b. Traitement de l'air et climatisation - Les composants et leurs fonctions. *Technique de l'ingénieur*.
- Bailly, A., Clerc-Renaud, M., Rutman, E., Ternant, C., 2001c. Traitement de l'air et climatisation - Aspects thermiques et mécaniques.
- Bashkova, S., Bandosz, T.J., 2009. The effects of urea modification and heat treatment on the process of NO<sub>2</sub> removal by wood-based activated carbon. *J. Colloid Interface Sci.* 333, 97–103. doi:10.1016/j.jcis.2009.01.052
- Batault, F., 2014. Influence de l'adsorption et des paramètres opératoires sur le traitement photocatalytique de composés organiques volatils en mélange dans les conditions de l'air intérieur. Lille 1.
- Bémer, D., Régnier, R., Callé, S., Thomas, D., Simon, X., Appert-Collin, J.-C., 2006. Filtration des aérosols - Performances des médias filtrants. INRS - Hygiène Sécurité Trav. ND 2241-202-06.
- Blondeau, P., 1996. Contribution à l'évaluation de la qualité globale des ambiances habitées: rôle de la ventilation en période estivale. Université de La Rochelle, La Rochelle.
- Boeglin, J.-C., 2002. Traitements physico-chimiques de la pollution soluble. *Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB447DUO*.
- Cariou, S., Guillot, J.-M., Pépin, L., Kaluzny, P., Faure, L.-P., 2005. A global indicator as a tool to follow airborne molecular contamination in a controlled environment. *Anal. Bioanal. Chem.* 381, 850–853. doi:10.1007/s00216-004-2953-y
- Cecchini, C., Verdenelli, M.C., Orpianesi, C., Dadea, G.M., Cresci, A., 2004. Effects of antimicrobial treatment on fiberglass-acrylic filters. *J. Appl. Microbiol.* 97, 371–377. doi:10.1111/j.1365-2672.2004.02308.x
- Chow, P.K., Chan, W.Y., Vrijmoed, L.L.P., 2005. An investigation on the occurrence of fungi and bacteria in the MVAC system in an office premise.
- CITEPA, 2013. <http://www.citepa.org/fr/>.
- Clark, J.D., Novoselac, A., Corsi, R., 2013. Assessment of Two Control Strategies for Reducing Human Exposure to Airborne Particles While Sleeping in Low-Energy Homes, in: ASHRAE IAQ 2013. Presented at the Environmental Health in Low Energy Buildings, ASHRAE 2013, Vancouver.

- Code du Travail, 1984. Décrets n°84-1093 et n°84-1094 du 7 décembre 1984. « Règles relatives à l'aération et à l'assainissement des locaux de travail ». J.O. du 8 décembre 1984.
- Cohas, M., 1994. Contribution à l'amélioration de la qualité de l'air intérieur des locaux d'habitation.
- Concannon, P., 2002. Residential ventilation. Technical Note AIVC 57, 2.
- Couvert, A., 2009. Masquants et neutralisants dans le traitement de l'air. Tech. Ing. Air Bruit Odeurs Dans Environ. base documentaire : TIB436DUO.
- Davies, C.N., 1973. Air filtration. Academic Press.
- Deacon, J.W., 2006. Fungal Biology, 4th ed. Blackwell Publishing Ltd.
- Debono, O., 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. Ecole des Mines de Nantes, Nantes.
- Dhalluin, A., 2012. Etude de stratégies de ventilation pour améliorer la qualité environnementale intérieure et le confort des occupants en milieu scolaire. Université de La Rochelle, La Rochelle.
- EN779:2012, 2012. Particulate air filters for general ventilation - Determination of the filtration performance.
- EN1822:2009, 2009. High efficiency air filters (EPA, HEPA and ULPA). Determining the efficiency of filter elements.
- Fanger, P.O., Lauridsen, J., Bluysen, P., Clausen, G., 1988. Air pollution sources in offices and assembly halls, quantified by the olf unit. Energy Build. 12, 7–19. doi:10.1016/0378-7788(88)90052-7
- Farhanian, D., Haghghat, F., 2013. Photocatalytic Oxidation Air Cleaner: Identification and Quantification of By-products. Building and Environment. doi:10.1016/j.buildenv.2013.10.014
- Feng, Y., Zheng, Y., Ma, S., Wang, D., Zhou, F., Liu, W., 2016. High output polypropylene nanowire array triboelectric nanogenerator through surface structural control and chemical modification. Nano Energy 19, 48–57. doi:10.1016/j.nanoen.2015.11.017
- Fenske, J.D., Paulson, S.E., 1999. Human Breath Emissions of VOCs. J. Air Waste Manag. Assoc. 49, 594–598. doi:10.1080/10473289.1999.10463831
- Florent, M., Tocci, M., Bandosz, T.J., 2013. NO<sub>2</sub> adsorption at ambient temperature on urea-modified ordered mesoporous carbon. Carbon 63, 283–293. doi:10.1016/j.carbon.2013.06.081
- Forthomme, A., 2012. Caractérisation du comportement des aérosols microbiens dans les réseaux de ventilation d'espaces occupés. Ecole des Mines de Nantes.
- Forthomme, A., Joubert, A., Andrès, Y., Simon, X., Duquenne, P., Bemer, D., Le Coq, L., 2014. Microbial aerosol filtration: Growth and release of a bacteria-fungi consortium collected by fibrous filters in different operating conditions. J. Aerosol Sci. doi:10.1016/j.jaerosci.2014.02.004
- Gallego, E., Roca, F.J., Perales, J.F., Guardino, X., 2013. Experimental evaluation of VOC removal efficiency of a coconut shell activated carbon filter for indoor air quality enhancement. Build. Environ. 67, 14–25. doi:10.1016/j.buildenv.2013.05.003
- Gonzalez Herrera, L.F., 2014. Influence de la gestion des centrales de traitement d'air des réseaux de ventilation de bâtiments sur le développement d'aérosols microbiens.
- Grenelle 1, 2009. LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1), NOR: DEVX0811607L.
- Grenelle 2, 2010. LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (1), NOR: DEVX0822225L.



- Guillard, C., Kartheuser, B., Lacombe, S., 2011. La photocatalyse : dépollution de l'eau ou de l'air et matériaux autonettoyants. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB327DUO.
- Guisnet, M., 2012. Introduction à la catalyse Mécanismes et applications industrielles. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB325DUO.
- Gustavsson, J., Ginestet, A., Tronville, P., Hyttinen, M., 2010. Air Filtration in HVAC systems.
- Hamada, N., Fujita, T., 2002. Effect of air-conditioner on fungal contamination. *Atmos. Environ.* 36, 5443–5448.
- Hayes, J., Lee, R., Piazza, T., 2007. Survey of the Use of Ozone-generating Air Cleaners by the California Public. Technical Report.
- HCSP, 2014. Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos [WWW Document]. [hcsp.fr](http://www.hcsp.fr). URL <http://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=87> (accessed 4.29.14).
- Heiselberg, P., 2002. Principles of hybrid ventilation. Aalborg University, Denmark.
- Hocking, A.D., Pitt, J.I., 1979. Water relations of some *Penicillium* species at 25°C. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 141–145.
- Huang, P.-H., Peng, C.-C., Su, C.-I., Wang, C.-H., 2004. A new filter media of nonwoven composite with activated carbon fibers. *J. Adv. Mater.* 36, 35–38.
- ICEB, 2014. Ventilation naturelle et ventilation mécanique dans les bâtiments à haute qualité environnementale [WWW Document]. [Httpwwwasso-Iceborg](http://www.asso-iceb.org). URL [http://www.asso-iceb.org/cafe/imagescafe/Ventilation\\_naturelle\\_mecanique.pdf](http://www.asso-iceb.org/cafe/imagescafe/Ventilation_naturelle_mecanique.pdf) (accessed 4.29.14).
- INRS, 2014. Fibres autres que l'amiante [WWW Document]. <http://www.inrs.fr>. URL <http://www.inrs.fr/accueil/risques/chimiques/focus-agents/fibres-autres.html> (accessed 4.22.14).
- Jankowska, E., Reponen, T., Willeke, K., Grinshpun, S.A., Choi, K.-J., 2000. Collection of fungal spores on air filters and spore reentrainment from filters into air. *J. Aerosol Sci.* 31, 969–978.
- JORF, 1983. Arrêté du 24 mars 1982 Relatives à l'aération des logements : aération générale ou permanente, aération permanente pouvant être limitée à certaines pièces, Dernière modification : 15 novembre 1983.
- Jung, O., 2009. Approche multicritère numérique et expérimentale de la ventilation et du rafraîchissement passif d'un bâtiment multizone par contrôle de composants de façade. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.
- Kasper, G., Preining, O., Matteson, M.J., 1978. Penetration of a multistage diffusion battery at various temperatures. *J. Aerosol Sci.* 9, 331–338. doi:10.1016/0021-8502(78)90035-6
- Kemp, S.J., Kuehn, T.H., Pui, D.Y., Vesley, D., Streifel, A.J., 1995. Growth of Microorganisms on HVAC Filters Under Controlled Temperature and Humidity Conditions. *ASHRAE J* 101, 305–316.
- Koffi, J., 2009. Analyse multicritère des stratégies de ventilation en maisons individuelles. Université de La Rochelle, La Rochelle.
- Koistinen, K., Kotzias, D., Kephelopoulos, S., Schlitt, C., Carrer, P., Jantunen, M., Kirchner, S., McLaughlin, J., Mølhøve, L., Fernandes, E.O., 2008. The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants. *Allergy* 63, 810–819.
- Kumari, D.N.P., Haji, T.C., Keer, V., Hawkey, P.M., Duncanson, V., Flower, E., 1998. Ventilation grilles as a potential source of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* causing an outbreak in an orthopaedic ward at a district general hospital. *J. Hosp. Infect.* 39, 127–133.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak Jr, F., Puybonnieux-Textier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.-

- C., Sommer, H., 2000. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet* 356, 795–801. doi:10.1016/S0140-6736(00)02653-2
- Kuwabara, S., 1959. The forces experienced by randomly distributed parallel circular cylinders or spheres in a viscous flow at small Reynolds numbers. *J. Phys. Soc. Jpn.* 14, 527–532.
- Langmuir, I., 1942. Report on smokes and filters. Off. Sci. Res. Dev. No 865 Ser No 353 Filtr. Aerosols Dev. Filter Mater.
- Le Cloirec, P., 2008. Introduction aux traitements de l'air. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB327DUO.
- Le Cloirec, P., 2006. Traitement des fumées. Techniques de l'ingénieur.
- Le Cloirec, P., 2005. Procédés de dépollution des émissions gazeuses industrielles. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB327DUO.
- Le Cloirec, P., 2003. Adsorption en traitement de l'air. Tech. Ing. base documentaire : TIB436DUO.
- Le Cloirec, P., Laplanche, A., 2006. Réduction des dioxines, furannes et polychlorobiphényles. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Le Coq, L., 2006. Élimination des particules. Tech. Ing. base documentaire : TIB436DUO.
- Liddament, M.W., 1996. A guide to energy efficient ventilation. Air Infiltration and Ventilation Centre Coventry, UK.
- Loaec, K., 2013. Rapport d'étude d'état des lieux des systèmes et formules de gestion et traitement de l'air dans les bâtiments - Retour d'expérience selon les démarches.
- Lorimier, C., 2005. Traitement combiné de composés organiques volatils et de particules sur média fibreux - Applications au traitement de l'air. Nantes, Nantes.
- Lucas, J.-P., Ramalho, O., Kirchner, S., Ribéron, J., 2009. État de la ventilation dans le parc de logements français. Marne-la-Vallée : Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI).
- Luengas, A., Barona, A., Hort, C., Gallastegui, G., Platel, V., Elias, A., 2015. A review of indoor air treatment technologies. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 14, 499–522. doi:10.1007/s11157-015-9363-9
- Maciuca, A., Batiot-Dupeyrat, C., Tatibouët, J.-M., 2012. Synergetic effect by coupling photocatalysis with plasma for low VOCs concentration removal from air. *Applied Catalysis B: Environmental* 125, 432–438. doi:10.1016/j.apcatb.2012.06.012
- Mallach, G., Weichenthal, S., Wallace, L., Black, A., Kulka, R., St-Jean, M., Wheeler, A., You, H., Sharp, D., 2013. Stand-Alone Air Filters Improve Indoor Air Quality in a First Nations Community, in: ASHRAE IAQ 2013. Presented at the Environmental Health in Low Energy Buildings.
- Manéro, M.-H., Monneyron, P., 2005. Traitement sélectif de l'air industriel pollué en COV par un procédé hybride adsorption-ozonation. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB517DUO.
- Mansson, L.-G., 1995. Evaluation and Demonstration of Domestic Ventilation Systems: State of the Art. Swedish Council for Building Research.
- Maroga Mboula, V., 2012. Devenir de polluants émergents lors d'un traitement photochimique ou photocatalytique sous irradiation solaire. Ecole des Mines de Nantes, Nantes.
- Maus, R., Goppelsröder, A., Umhauer, H., 1997. Viability of bacteria in unused air filter media. *Atmos. Environ.* 31, 2305–2310.
- Mizuno, A., 2013. Generation of non-thermal plasma combined with catalysts and their application in environmental technology. *Catalysis Today* 211, 2–8. doi:10.1016/j.cattod.2013.03.029

- Moletta-Denat, M., 2012. Les aérosols microbiens dans l'air du temps : le point sur la microbiologie de l'air intérieur. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Morisseau, K., Joubert, A., Le Coq, L., Andres, Y., 2016. Quantification of the fungal fraction released from various preloaded fibrous filters during a simulated ventilation restart. *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12330
- Mundt, E., Mathisen, H.M., Nielsen, P.V., Moser, A., 2004. Ventilation effectiveness. *Building Technologies, Rehva* 75.
- Nakata, K., Fujishima, A., 2012. TiO<sub>2</sub> photocatalysis: Design and applications. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* 13, 169–189. doi:10.1016/j.jphotochemrev.2012.06.001
- OQAI, 2013. <http://www.oqai.fr/>.
- Pasanen, A.L., Keinanen, J., Kalliokoski, P., Martikainen, P.I., Ruuskanen, J., 1993. Microbial growth on respirator filters from improper storage. *Scand. J. Work. Environ. Health* 421–425.
- Pei, J., Zhang, J.S., 2012. Determination of adsorption isotherm and diffusion coefficient of toluene on activated carbon at low concentrations. *Build. Environ.* 48, 66–76. doi:10.1016/j.buildenv.2011.08.005
- Peu, P., 2007. N<sub>2</sub>O (protoxyde d'azote). Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Prat, L., 2012. Qualité de l'air intérieur des locaux de travail et autres lieux de vie : cadre réglementaire national. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Pré, P., Andrès, Y., Gérente, C., Le Cloirec, P., 2004. Bioprocédés en traitement de l'air Mise en œuvre. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Prussin, A.J., Marr, L.C., 2015. Sources of airborne microorganisms in the built environment. *Microbiome* 3. doi:10.1186/s40168-015-0144-z
- QuelleEnergie, 2014. Ventilation Double Flux [WWW Document]. QuelleEnergie.fr. URL <http://www.quelleenergie.fr/economies-energie/ventilation-double-flux> (accessed 4.29.14).
- Réguer, A., Sochard, S., Hort, C., Platel, V., 2011. Measurement and modelling of adsorption equilibrium, adsorption kinetics and breakthrough curve of toluene at very low concentrations on to activated carbon. *Environ. Technol.* 32, 757–766.
- Riberon, J., 1991. Guide méthodologique pour la mesure de la perméabilité à l'air des enveloppes de bâtiments. CSTB.
- Rossignol, S., Rio, C., Ustache, A., Fable, S., Nicolle, J., Même, A., D'Anna, B., Nicolas, M., Leoz, E., Chiappini, L., 2013. The use of a housecleaning product in an indoor environment leading to oxygenated polar compounds and SOA formation: Gas and particulate phase chemical characterization. *Atmos. Environ.* 75, 196–205. doi:10.1016/j.atmosenv.2013.03.045
- Roulet, C.-A., 2008. Santé et qualité de l'environnement intérieur dans les bâtiments. Presses Polytechniques Romande, Lausanne.
- Rouquerol, F., Luciani, L., Llewellyn, P., Denoyel, R., Rouquerol, J., 2003. Texture des matériaux pulvérulents ou poreux. Ed. Techniques Ingénieur.
- Rouquerol, J., Avnir, D., Fairbridge, C.W., Everett, D.H., Haynes, J.H., Pernicone, N., Ramsay, J.D.F., Sing, K.S.W., Unger, K.K., 1994. Recommendations for the characterization of porous solids (Technical Report). *Pure Appl Chem* 66, 1739–1758.
- Roustan, M., 2004. Absorption en traitement d'air. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- RSDT, 1978. Règlement Sanitaire Départemental Type, Circulaire du 9 Août 1978 relative à la révision du règlement sanitaire départemental type.

- Russell, M., Sherman, M., Rudd, A., 2007. Review of residential ventilation technologies. HVAC&R Research 13, 325–348.
- Ruthven, D.M., 1984. Principles of adsorption and adsorption processes. John Wiley & Sons.
- Sénat, 2015. Rapport fait au nom de la commission d'enquête sur le coût économique et financier de la pollution de l'air.
- Shaughnessy, R.J., Sextro, R.G., 2006. What Is an Effective Portable Air Cleaning Device? A Review. Journal of Occupational and Environmental Hygiene 3, 169–181. doi:10.1080/15459620600580129
- Simmons, R.B., Crow, S.A., 1995. Fungal colonization of air filters for use in heating, ventilating, and air conditioning (HVAC) systems. J. Ind. Microbiol. 14, 41–45.
- Simmons, R.B., Noble, J.A., Rose, L., Price, D.L., Crow, S.A., Ahearn, D.G., 1997a. Fungal colonization of automobile air conditioning systems. J. Ind. Microbiol. Biotechnol. 19, 150–153. doi:10.1038/sj.jim.2900451
- Simmons, R.B., Price, D.L., Noble, J.A., Crow, S.A., Ahearn, D.G., 1997b. Fungal colonization of air filters from hospitals. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 58, 900–904.
- Singer, B.C., Coleman, B.K., Destailats, H., Hodgson, A.T., Lunden, M.M., Weschler, C.J., Nazaroff, W.W., 2006. Indoor secondary pollutants from cleaning product and air freshener use in the presence of ozone. Atmos. Environ. 40, 6696–6710. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.06.005
- Siret, B., 2001. Dépoussiérage et dévésiculage. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB485DUO.
- Subrenat, A., Le Cloirec, P., 2004. Traitement de l'air chargé en COV par adsorption-électrodésorption. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Sun, L.-M., Thonnellier, J.-Y., 2004. Perméation gazeuse. Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB331DUO.
- Tatibouët, J.-M., 2013. Plasma non thermique et traitement de l'air. Techniques de l'ingénieur.
- Thomas, D., 2009. NO (oxydes d'azote). Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB436DUO.
- Thomas, D., Penicot, P., Contal, P., Leclerc, D., Vendel, J., 2001. Clogging of fibrous filters by solid aerosol particles Experimental and modelling study. Chem. Eng. Sci. 56, 3549–3561. doi:10.1016/S0009-2509(01)00041-0
- Thomas, H.C., 1944. Heterogeneous ion exchange in a flowing system. J. Am. Chem. Soc. 66, 1664–1666.
- Tien, C., 1994. Adsorption calculations and modeling.
- Vanderschuren, J., Thomas, D., 2010. SO<sub>2</sub> (oxydes de soufre). Techniques de l'ingénieur base documentaire : TIB327DUO.
- Weschler, C.J., 2006. Ozone's Impact on Public Health: Contributions from Indoor Exposures to Ozone and Products of Ozone-Initiated Chemistry. Environmental Health Perspectives 114, 1489–1496. doi:10.1289/ehp.9256
- WHO, 2014. Burden of disease from ambient and household air pollution.
- WHO, 2010. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. WHO, Copenhagen.
- WHO, 2009. WHO guidelines for indoor air quality dampness and mould. WHO, Copenhagen.
- Wilson, D.J., 1990. Model Development for EXPOSURE-1, SHELTER-1: Toxic Load and Adverse Biological Effects for Outdoor, Indoor and Evacuation Exposures in Dispersing Toxic Gas Plumes. Department of Mechanical Engineering, University of Alberta.
- XPAIR, 2014. Les solutions ventilation dans l'habitat existant [WWW Document]. XPAIR. URL

- [http://conseils.xpair.com/consulter\\_parole\\_expert/solutions\\_ventilation\\_habitat\\_existant.htm](http://conseils.xpair.com/consulter_parole_expert/solutions_ventilation_habitat_existant.htm) (accessed 4.29.14).
- XPAIR, 2013. Enjeux de santé : la qualité de l'air intérieur - La filtration de l'air [WWW Document]. Conseils.xpair.com. URL <http://conseils.xpair.com/> (accessed 11.18.13).
- Yang, Z.Z., Lin, J.H., Tsai, I.S., Kuo, T.Y., 2004. Combining activated carbon fabric and polypropylene nonwoven electret. *J. Adv. Mater.* 36, 3–9.
- Zang, D., Liu, F., Zhang, M., Niu, X., Gao, Z., Wang, C., 2015. Superhydrophobic coating on fiberglass cloth for selective removal of oil from water. *Chem. Eng. J.* 262, 210–216. doi:10.1016/j.cej.2014.09.082
- Zuraimi, M.S., Nilsson, G.J., Magee, R.J., 2011. Removing indoor particles using portable air cleaners: Implications for residential infection transmission. *Building and Environment* 46, 2512–2519. doi:10.1016/j.buildenv.2011.06.008

# Annexes

## Annexe 1 : gaz inorganiques

Polluant	Présentation	Sources	Effets santé/environnement	Références
Dioxyde de carbone (CO <sub>2</sub> )	Gaz incolore et inodore. La concentration dans l'air est d'environ 380 ppm(v), en moyenne.	Naturelle : volcans, oxydation de matière organique. Anthropique : toutes les sources de combustion.	Peu toxique, à faible dose. Provoque des malaises, des nausées, des vomissements, des maux de tête et des asphyxies (remplacement de l'oxygène de l'air) à forte dose. Perturbe le rythme cardiaque et la pression sanguine. Responsable de 70% des émissions de gaz à effet de serre en France en 2011. Impact important sur l'acidification des océans.	(Le Cloirec, 2008) (CITEPA, 2013)
Méthane (CH <sub>4</sub> )	Gaz incolore, inodore et occupe une place à part parmi les composés organiques volatils.	Naturelle : bactérie en zone humide (marais, etc.) Anthropique : agriculture, mines de charbon, stockage des déchets.	Non toxique, mais peut provoquer des asphyxies à très haute concentration (remplacement de l'oxygène de l'air). Deuxième plus important gaz à effet de serre réglementé par le Protocole de Kyoto, après le CO <sub>2</sub> .	(CITEPA, 2013)
Protoxyde d'azote (N <sub>2</sub> O)	Composé oxygéné de l'azote généralement non inclus dans les NO <sub>x</sub> .	Naturelle : nitrification et dénitrification microbienne. Anthropique : agriculture, trafic routier, certaines industries.	A des propriétés anesthésiques. Entraîne l'euphorie et des troubles de la perception visuelle et auditive à forte dose. Provoque également vertiges, angoisse, troubles digestifs (nausées, vomissements), et troubles neurologiques (tremblements, coordination des mouvements). Troisième plus important gaz à effet de serre réglementé par le Protocole de Kyoto, après le CO <sub>2</sub> et le CH <sub>4</sub> .	(Peu, 2007) (CITEPA, 2013)
Ozone (O <sub>3</sub> )	Formée de trois atomes d'oxygène, il est très instable et très réactif.	Naturelle : orages et ozone atmosphérique. Anthropique : équipement électrique à haute tension, équipement à rayonnements UV ou laser et certaines réactions chimiques.	Nocif pour la santé (difficultés respiratoires, irritations oculaires, etc.). Dans l'air intérieur, à cause de sa forte réactivité, l'ozone provoque la formation de sous-produits qui sont potentiellement plus dangereux que l'ozone lui-même.	(Le Cloirec, 2008) (Weschler, 2006) (CITEPA, 2013)
Hydrofluorocarbure (HFC)	Composés d'atomes de carbone, de fluor et d'hydrogène.	Anthropique : agents réfrigérants, agents de propulsion des aérosols, agents d'expansion des mousses.	Substances qui appauvrissent la couche d'ozone (réglementés par le Protocole de Montréal) et également des gaz à effet de serre.(CITEPA, 2013)(CITEPA 2013)(4)(CITEPA 2013)(CITEPA 2013)(CITEPA 2013b)	(CITEPA, 2013)
Perfluorocarbure (PFC)	Composés d'atomes de carbone et de fluor.	Anthropique : synthétisés par voie chimique dans l'industrie.	Participent à l'effet de serre. Effets démontrés ou suspectés en tant que perturbateur endocrinien et cancérigène.	(CITEPA, 2013)
Hexafluorure de soufre (SF <sub>6</sub> )	Gaz inodore et incolore.	Anthropique : synthétisés par voie chimique dans l'industrie.	Participe à l'effet de serre. Peut être asphyxiant à forte concentration en remplaçant l'oxygène.	(CITEPA, 2013)
Oxydes de soufre (SO <sub>x</sub> )	Principalement sous forme de dioxyde de soufre SO <sub>2</sub> (95 %) et d'anhydride sulfurique (trioxyde	Naturelle : volcans. Anthropique : combustion de composés soufrés et procédés	Développement de maladies respiratoires chroniques chez l'enfant, aggravées à l'âge adulte par l'usage de tabac ou par des conditions de travail spécifiques. Acidification des lacs (affecte la faune	(Le Cloirec, 2008) (CITEPA, 2013)

	de soufre) SO <sub>3</sub> .	industriels.	aquatique), lixiviation des sols provoquant des dégâts sur la végétation (dépérissement des forêts). Dégradation du patrimoine architectural.	(Vanderschuren and Thomas, 2010)
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> )	Communément, les NO <sub>x</sub> sont associés au NO et NO <sub>2</sub> . Néanmoins, ils comprennent aussi N <sub>2</sub> O, N <sub>2</sub> O <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (parfois aussi N <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ), et en présence de vapeur d'eau : HNO <sub>2</sub> et HNO <sub>3</sub> .	Naturelle : volcans, orages et feux de forêts. La nitrification et dénitrification microbienne. Les réactions photochimiques dans l'atmosphère. Anthropique : la combustion (en particulier l'oxydation du N <sub>2</sub> ), et les transports routiers.	Le NO <sub>2</sub> est toxique (10 fois plus que CO, 4 fois plus que NO). Sur les végétaux, la formation de nécrose a été constatée à la surface des feuilles après une exposition de 1 h à des concentrations en NO <sub>2</sub> allant de 4 à 8 ppm(v). Le NO est un gaz irritant pour les bronches et réduit le pouvoir oxygénateur du sang. Les NO <sub>x</sub> attaquent de manière directe les colorants et les fibres textiles, contribuent aux pluies et dépôts acides, au brouillard photochimique, à l'effet de serre et à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique.	(Le Cloirec, 2008) (Thomas, 2009) (CITEPA, 2013)
Ammoniac (NH <sub>3</sub> )	Gaz incolore et odorant.	Anthropique : activités agricoles, voitures équipées d'un catalyseur.	Très irritant pour le système respiratoire, la peau et les yeux. Son contact direct peut provoquer des brûlures graves. A forte concentration, ce gaz peut entraîner des œdèmes pulmonaires. L'ammoniac est un gaz mortel à très forte dose. Sa présence dans l'eau affecte la vie aquatique, sa toxicité aiguë provoque pour la faune des lésions branchiales et une asphyxie des espèces sensibles. Le risque d'intoxication aiguë est plus marqué en été (augmentation de la photosynthèse et augmentation du pH qui privilégie la forme NH <sub>3</sub> (toxique) aux ions ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) et induit un risque d'eutrophisation).	(CITEPA, 2013)
Monoxyde de carbone (CO)	Gaz incolore et inodore	Naturelle : éruptions volcaniques et phytoplancton. Anthropique : combustion incomplète, rejets de procédés industriels (agglomération de minerais, aciéries, incinération de déchets) et gaz d'échappement automobiles (70 % des émissions en milieu urbain).	Entraîne des maux de tête et des vertiges, des nausées et vomissements apparaissent à forte concentration. En cas d'exposition prolongée à des niveaux élevés en milieu confiné, il peut avoir un effet asphyxiant mortel. Il provoque l'acidification de l'air (brouillard photochimique oxydant), des sols et des cours d'eau, ce qui affecte les écosystèmes. Il contribue à la formation de l'ozone troposphérique. Il peut aussi, par réaction chimique, se transformer en CO <sub>2</sub> .	(Le Cloirec, 2008) (CITEPA, 2013)



## Annexe 2 : polluants organiques persistants

Polluant	Présentation	Sources	Effets santé/environnement	Références
Dioxines et furanes	Appelés PCDD-F, ils regroupent les polychlorobenzodioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF). Les PCDD comportent 75 congénères et les PCDF 135 congénères. Les congénères sont des carbones possédant un atome d'hydrogène peuvent être remplacés par un atome d'halogène (chlore ou brome essentiellement) et vont former des composés possédant le même squelette mais avec un nombre variable d'hydrogène.	Naturelle : feux de forêt, éruptions volcaniques. Anthropique : conditions particulières de combustion (en particulier lors de l'incinération des déchets et des chaînes d'agglomération de minerais en sidérurgie, voire dans quelques autres procédés particuliers).	Très stables chimiquement, très toxiques, peu bio-dégradables, les dioxines persistent dans l'environnement et les êtres vivants dans lesquels elles s'accumulent. La demi-vie de ces polluants est d'environ sept ans dans l'organisme humain. Une exposition courte à de fortes doses peut entraîner des lésions cutanées, une chloracné, la formation de tâches sombres sur la peau et une altération des fonctions hépatiques. Une exposition prolongée provoque une atteinte du système immunitaire, une perturbation du développement du système nerveux, des troubles du système endocrinien et de la fonction de reproduction. La toxicité chez l'homme pour une exposition chronique à faible dose est encore un sujet controversé car les études sur ce sujet sont difficiles à mettre en œuvre. Cependant, certaines études épidémiologiques rapportent une augmentation du nombre de cancers chez les personnes exposées à la dioxine la plus toxique : la 2,3,7,8 TCDD (appelée aussi « dioxine Seveso »), seule dioxine classée par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) comme substance « cancérigène pour l'homme ».	(Le Cloirec, 2008) (Le Cloirec and Laplanche, 2006) (CITEPA, 2013)
Hexachlorobenzène (HCB)		Anthropique : combustion et application de pesticides.	L'Union européenne a classé le HCB comme substance cancérigène pour l'homme.	(CITEPA, 2013)
Polychlorobiphényles (PCB)		Anthropique : aciéries électriques, combustion de la biomasse et incinération de déchets.	Des expositions à des doses élevées de PCB peuvent provoquer des effets cutanés ou oculaires. Classés comme perturbateurs endocriniens et cancérigènes probables. Des effets ont été rapportés sur diverses fonctions, en particulier respiratoire, gastro-intestinale, hépatique, endocrinienne et neurotoxique.	(CITEPA, 2013)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Formés de deux ou plusieurs noyaux aromatiques. Certains HAP peuvent être des COVNM (COV Non Méthanique) s'ils sont très volatils (naphtalène) mais la plupart se trouve sous forme particulaire.	Anthropique : combustion incomplètes, combustion de la biomasse. Une petite part des émissions peut être sous forme gazeuse, tandis que le reste est sous forme particulaire.	Cancérigènes et/ou mutagène selon la structure chimique des métabolites formés. Ils peuvent aussi entraîner une diminution de la réponse du système immunitaire, augmentant ainsi les risques d'infection. Le benzo(a)pyrène (BaP) est un des composés les plus toxiques des HAP, il est mutagène et fortement cancérigène.	(CITEPA, 2013)

## Annexe 3 : métaux lourds (CITEPA, 2013)

Polluant	Sources	Effets santé/environnement
Arsenic (As)	Naturelle : présent dans la partie superficielle de l'écorce terrestre. Emis vers l'atmosphère par l'érosion des roches, les réactions d'oxydoréduction, l'activité volcanique, et les feux de forêt. Anthropique : traces dans les combustibles minéraux solides et fiouls lourds. Certaines matières premières utilisées notamment dans des procédés comme la production de verre, la métallurgie des métaux ferreux et non ferreux.	Diminue la respiration cellulaire, ce qui peut conduire à des lésions possibles des reins et du foie. Plusieurs études réalisées chez des salariés exposés par inhalation à l'arsenic (et/ou à ses dérivés), ont mis en évidence l'apparition de lésions cutanées et des troubles digestifs, le développement de cancers des voies respiratoires, ainsi qu'une augmentation du risque de mortalité par accident cardiovasculaire. L'Union européenne a classé certains dérivés de l'arsenic comme « substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme ».
Cadmium (Cd)	Naturelle : dans la croûte terrestre, dispersé dans l'air par entraînement des particules du sol et par les éruptions volcaniques. Anthropiques : production de zinc et l'incinération de déchets. La combustion des combustibles minéraux solides, du fioul lourd et de la biomasse.	Lors d'intoxication aiguë, le système digestif est le premier touché. Dans le cas d'inhalation, une intoxication sévère peut conduire à une pneumonie. L'exposition chronique au cadmium peut conduire à une insuffisance rénale. Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé le cadmium comme cancérigène pour l'homme.
Chrome (Cr)	Naturelle : dans tous les types de roches et de sols en petites quantités. Entraîné dans l'atmosphère par mise en suspension de poussières. Anthropique : aciéries électriques, fonderies de fonte et certaines installations de production de verre.	Le chrome hexavalent (Cr <sup>6+</sup> ) est celui qui présente le plus de risque pour la santé, entraînant des irritations des muqueuses respiratoires par effets aigus, et des atteintes au système respiratoire, voire des cancers pulmonaires, par effets chroniques (CITEPA, 2013)(CITEPA 2013)(4)(CITEPA 2013)(CITEPA 2013).
Cuivre (Cu)	Anthropique : usure des caténaires induit par le trafic ferroviaire, usure des plaquettes de frein des véhicules et utilisation de pesticides.	Irritation des voies aériennes en cas d'inhalation et des troubles gastro-intestinaux et une insuffisance hépatique en cas d'ingestion.
Mercure (Hg)	Anthropique : production de chlore, combustion du charbon et du pétrole, et incinération de déchets ménagers, hospitaliers et industriels.	Le mercure élémentaire et le méthyle mercure sont toxiques pour les systèmes nerveux central et périphérique. L'inhalation de vapeurs a des effets nocifs sur les systèmes nerveux, digestif et immunitaire, sur les poumons et les reins, et peut être fatale.
Nickel (Ni)	Anthropique : combustion du fioul lourd qui contient des traces de ce métal et par les aciéries électriques.	Inhalation aux composés de Ni est reconnue cancérigène pour les humains.
Plomb (Pb)	Anthropique : trafic automobile jusqu'à l'interdiction de l'essence plombée (1er janvier 2000). La première et la seconde fusion du plomb, la fabrication de batteries électriques, la fabrication de certains verres (cristal), etc.	Reconnu comme toxique pour des expositions aiguës ou chroniques (saturnisme).
Sélénium (Se)	Anthropique : production de verre et utilisation du fioul lourd.	Nécessaire à de nombreuses enzymes dans la défense cellulaire contre le stress. Des expositions aiguës par inhalation irritent les alvéoles pulmonaires (risque d'œdème). Sur le long terme, le système respiratoire est la principale cible et des atteintes gastro-intestinales sont possibles.
Zinc (Zn)	Anthropique : combustion du charbon et du fioul lourd, procédés industriels appartenant à la métallurgie des métaux ferreux et non ferreux et incinération des déchets.	Faible toxicité aiguë par inhalation et par voie orale. En revanche, certains composés du zinc sont responsables d'effets délétères chez l'homme.

## Annexe 4 : valeurs guides de l'ANSES (ANSES, 2013)

Substances	VGAI proposées		Année de parution
Formaldéhyde	VGAI court terme : pour une exposition de 2 heures	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2007
	VGAI long terme : pour une exposition > 1 an	10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
Monoxyde de carbone (CO)	VGAI court terme		2007
	- Pour une exposition de 8 heures	10 $\text{mg.m}^{-3}$	
	- Pour une exposition de 1 heure	30 $\text{mg.m}^{-3}$	
	- Pour une exposition de 30 minutes	60 $\text{mg.m}^{-3}$	
	- Pour une exposition de 15 minutes	100 $\text{mg.m}^{-3}$	
Benzène	VGAI court terme : pour une exposition de 1 à 14 jours	30 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2008
	VGAI intermédiaire : pour une exposition de 14 jours à 1 an	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
	VGAI long terme : pour une exposition > 1 an	10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
	VGAI long terme : pour une exposition vie entière correspondant à un niveau de risque de $10^{-6}$	0,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
	VGAI long terme : pour une exposition vie entière correspondant à un niveau de risque de $10^{-5}$	2 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
Naphtalène	VGAI long terme : pour une exposition > 1 an	10 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2009
Trichloroéthylène	VGAI intermédiaire : pour une exposition de 14 jours à 1 an	800 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2009
	VGAI long terme : pour une exposition vie entière correspondant à un niveau de risque de $10^{-6}$	2 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
	VGAI long terme : pour une exposition vie entière correspondant à un niveau de risque de $10^{-5}$	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
Tétrachloroéthylène	VGAI court terme : pour une exposition de 1 à 14 jours	1380 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2010
	VGAI long terme : pour une exposition > 1 an	250 $\mu\text{g.m}^{-3}$	
Particules (PM <sub>2,5</sub> et PM <sub>10</sub> )	pas de VGAI proposées	/	2010
Acide cyanhydrique (HCN)	pas de VGAI court terme proposées	/	2011
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	VGAI court terme : pour une exposition de 2 heures	200 $\mu\text{g.m}^{-3}$	2013
	VGAI long terme : pour une exposition > 1 an	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$	

Mis à jour le 27/03/2013

## Annexe 5 : valeurs repères du HCSP (HCSP, 2014)

Polluants	Valeurs repères (VR) Valeurs d'Action Rapide (VAR)	Année de publication
Tetrachloréthylène	VR : 250 µg/m <sup>3</sup> . VAR : 1 250 µg/m <sup>3</sup> .	2010
Benzène	Valeur cible à atteindre en 5 ans : 2 µg/m <sup>3</sup> . VR : 5 µg/m <sup>3</sup> . VAR : 10 µg/m <sup>3</sup> .	2010
Formaldéhyde	Valeur cible à atteindre en 10 ans : 10 µg/m <sup>3</sup> . VR : 30 µg/m <sup>3</sup> . VAR : 100 µg/m <sup>3</sup> . Valeur d'information et de recommandations : 50 µg/m <sup>3</sup> .	2009
Naphtalène	VR : 10 µg/m <sup>3</sup> . VAR : 50 µg/m <sup>3</sup> .	2012
Trichloréthylène	VR : 2 µg/m <sup>3</sup> . VAR : 10 µg/m <sup>3</sup> .	2012
PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub>	Valeurs cibles pour 2025 : PM <sub>2,5</sub> 10 µg/m <sup>3</sup> ; PM <sub>10</sub> 15 µg/m <sup>3</sup> VR en µg/m <sup>3</sup> : 2023 : PM <sub>2,5</sub> 12; PM <sub>10</sub> 18. 2021 : PM <sub>2,5</sub> 14; PM <sub>10</sub> 21. 2019 : PM <sub>2,5</sub> 16; PM <sub>10</sub> 24. 2017 : PM <sub>2,5</sub> 18; PM <sub>10</sub> 27. 2015 : PM <sub>2,5</sub> 20; PM <sub>10</sub> 30.	2013

## Annexe 6 : comparatifs valeurs seuils (Loaec, 2013)

Polluants	Valeurs seuils					
	HQE Performance	LEED	BREEAM	Minergie-Eco	VGAI - ANSES	OQAI – Campagne Nationale Logements
Dioxyde d'azote	40 µg/m <sup>3</sup>				20 µg/m <sup>3</sup>	
Monoxyde de carbone	10 µg/m <sup>3</sup> (8h)	9 ppm				
Benzène	2 µg/m <sup>3</sup>				2 µg/m <sup>3</sup>	2,1 µg/m <sup>3</sup> (médiane) 7,2 µg/m <sup>3</sup> (95ème percentile)
Formaldéhyde	10 µg/m <sup>3</sup>	33 µg/m <sup>3</sup>	100 µg/m <sup>3</sup> (sur 30 min)	60 µg/m <sup>3</sup>	10 µg/m <sup>3</sup>	19,6 µg/m <sup>3</sup> (médiane) 46,6 µg/m <sup>3</sup> (95ème percentile)
PM <sub>2,5</sub>	10 µg/m <sup>3</sup>	15 µg/m <sup>3</sup>				19,1 µg/m <sup>3</sup> (médiane) 133 µg/m <sup>3</sup> (95ème percentile)
PM <sub>10</sub>	20 µg/m <sup>3</sup>	50 µg/m <sup>3</sup>				31,3 µg/m <sup>3</sup> (médiane) 182 µg/m <sup>3</sup> (95ème percentile)
Radon	100 Bq/m <sup>3</sup>			100 Bq/m <sup>3</sup>		
COVT	300 µg/m <sup>3</sup>	500 µg/m <sup>3</sup>	300 µg/m <sup>3</sup>	1 000 µg/m <sup>3</sup>		

## Annexe 7 : valeurs réglementaires (OQAI, 2013)

Substance	Valeurs réglementaires	Action de gestion à engager	Référence
<b>Radon</b>	En dessous de 400 Bq/m <sup>3</sup> Entre 400 et 1 000 Bq/m <sup>3</sup> Au-delà de 1 000 Bq/m <sup>3</sup>	La situation ne justifie pas d'action corrective particulière. Il est souhaitable d'entreprendre des actions correctives simples. Des actions correctives éventuellement d'envergure, doivent être impérativement conduites dans un bref délai, car on aborde un niveau de risque qui peut être important. Ce dernier niveau peut conduire, en fonction de sa fréquentation, à envisager la fermeture de l'établissement recevant du public (ERP) jusqu'à la réalisation des actions.	Arrêté du 22 juillet 2004 relatif aux modalités de gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public
<b>Monoxyde de carbone (CO)</b>	Entre 20 ppm (10 ppm à compter du 1er juillet 2014) et 50 ppm  Supérieure ou égale à 50 ppm	La situation est estimée anormale et la personne chargée d'effectuer l'entretien doit informer l'utilisateur que des investigations complémentaires concernant le tirage du conduit de fumée et la ventilation du local sont nécessaires. Ces investigations peuvent être réalisées au cours de la visite ou faire l'objet de prestations complémentaires. La situation met en évidence un risque grave et immédiat. La personne chargée d'effectuer l'entretien enjoint l'utilisateur à maintenir sa chaudière à l'arrêt jusqu'à la remise en service de l'installation dans les conditions normales de fonctionnement.	Arrêté du 15 septembre 2009 relatif à l'entretien annuel des chaudières dont la puissance nominale est comprise entre 4 et 400 kW
<b>Amiante</b>	5 fibres/litre	Valeur seuil de gestion nécessitant d'engager des travaux sur certains matériaux	Article R1334-18 de la santé publique
<b>Formaldéhyde</b>	30 µg/m <sup>3</sup> pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2015 10 µg/m <sup>3</sup> pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2023		Décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène
<b>Benzène</b>	5 µg/m <sup>3</sup> pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2013 2 µg/m <sup>3</sup> pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2016		Décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène

Mise à jour : Octobre 2012

# Thèse de Doctorat

Kevin MORISSEAU

## Traitement combiné de polluants atmosphériques par filtration et adsorption pour limiter leur transfert dans l'habitat urbain

Combined treatment of outdoor air pollutants by filtration and adsorption for transfer limitation in urban dwelling

### Résumé

Avec le développement des bâtiments basse consommation de plus en plus hermétiques, la nécessité de renouveler l'air intérieur à l'aide de système de ventilation mécanique s'est accrue. Or, les concentrations en polluants dans les environnements urbains augmentent continuellement, favorisant ainsi le transfert de polluants atmosphériques dans l'air intérieur. Ces travaux de thèse porte sur l'étude de procédés pour l'élimination combinée des principaux polluants de l'air extérieur urbain entrant dans les logements individuels via les systèmes de ventilation.

A l'issue d'un état de l'art des polluants de l'air, des systèmes de ventilation et des procédés de traitement, les procédés de filtration par médias fibreux et d'adsorption ont été choisis pour traiter l'air urbain caractérisé par les  $PM_{10}$ , les  $PM_{2,5}$ , les aérosols microbiens, les BTEX et les  $NO_x$ . Une méthodologie a été mise en œuvre pour sélectionner parmi différents matériaux étudiés et selon des critères de performances la solution de traitement la mieux adaptée, à savoir un filtre F7-combiné en fibres de verre et contenant des grains de charbon actif. Après étude, une stratégie de chauffage journalier du filtre à 70°C durant 1h30 a été proposée pour régénérer partiellement l'adsorbant afin de prolonger sa durée de vie et pour limiter la croissance microbienne sur le filtre notamment par dessiccation de ce dernier.

Une campagne expérimentale en conditions de génération multi-polluants contrôlées a permis de quantifier les performances de traitement du filtre F7-combiné. Le traitement thermique utilisé a permis de maintenir une efficacité d'adsorption du toluène de 40% et de limiter la prolifération microbienne sur le filtre. Des interactions entre les polluants ont été observées, notamment une augmentation de l'efficacité de filtration des  $PM_{10}$  par la présence de  $PM_{2,5}$  qui permettent rapidement le passage à la phase de filtration en surface. En outre, le mélange toluène/ $NO_2$  entraîne une diminution de l'adsorption du  $NO_2$  au profit du toluène.

Enfin, une campagne expérimentale en conditions réalistes a été menée pendant 3 mois afin notamment d'étudier les performances du traitement thermique. Les niveaux de concentration des polluants dans la zone péri-urbaine de l'étude étaient faibles. Le traitement thermique appliqué au filtre F7-combiné, pour les conditions opératoires étudiées et après 3 mois de suivi, a permis de limiter significativement la croissance fongique sur le filtre mais pas d'améliorer de façon significative l'adsorption des COV et des  $NO_x$ .

### Mots clés

Qualité de l'air intérieur, filtration, adsorption, COV,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , aérosol microbien.

### Abstract

The development of low energy buildings, which are more and more hermetic, leads to the necessity of indoor air renewal with mechanical ventilation system. However, the concentration of pollutants in urban environments increases continually, which promotes the pollutant transfer from the outdoor to the indoor air. This PhD thesis consists in the study of processes for the combined purification of the main urban outdoor air pollutants coming in individual dwellings through the ventilation systems.

Out of a state of the art of the air pollutants, the ventilation systems and the treatment processes, filtration with fibrous media and adsorption were the two processes chosen to treat the urban air characterized by  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , microbial aerosol, BTEX and  $NO_x$ . A methodology was setup to select, through the different studied materials and with some performance criterion, the most suitable treatment solution i.e. a combined-F7 filter with glass fiber and granular activated carbon. A daily heating strategy of the combined-F7 filter at 70°C for 1h30 was proposed to partially regenerate the adsorbent in order to improve its lifetime and to limit the microbial growth on the filter, in particular by desiccation.

An experimental campaign in controlled conditions with multi-pollutant generation permitted to quantify the performances of the combined-F7 filter. The thermal treatment permitted to maintain the adsorption efficiency of the toluene at 40% and to limit the microbial proliferation. Competitions within pollutants were observed, in particular an increase of the filtration efficiency of  $PM_{10}$  with the presence of  $PM_{2,5}$  by promoting the cake filtration stage. Moreover the mix toluene/ $NO_2$  leads to a decrease of the  $NO_2$  adsorption in favor of the toluene.

Finally, an experimental campaign in realistic conditions was conducted for 3 months in particular to study the performances of the thermal treatment. Concentration levels of the pollutants in the suburban area of the study were low. The thermal treatment applied to the combined-F7 filter, with the operating conditions studied and after 3 month of follow-up, permitted to significantly limit the fungal growth on the filter but it did not permit to improve significantly the VOC and  $NO_x$  adsorption.

### Key words

Indoor air quality, filtration, adsorption, VOC,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , microbial aerosol.