HAL
open science

Qualification énergétique et sanitaire des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux de ventilation

Céline Tourreilles

To cite this version:

Céline Tourreilles. Qualification énergétique et sanitaire des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux de ventilation. Thermique [physics.class-ph]. Université de La Rochelle, 2015. Français. NNT : 2015LAROS012 . tel-01373408

HAL Id: tel-01373408

https://theses.hal.science/tel-01373408v1

Submitted on 28 Sep 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.

UNIVERSITE DE LA ROCHELLE – UFR Science et Technologie
Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur pour l'Environnement
École doctorale Sciences et Ingénierie en Matériau, Mécanique, Énergétique et Aéronautique

THÈSE

présentée devant l'UNIVERSITE DE LA ROCHELLE

pour obtenir

LE GRADE DE DOCTEUR

Spécialité : ÉNERGÉTIQUE ET THERMIQUE

par

Céline TOURREILLES

QUALIFICATION ÉNERGÉTIQUE ET SANITAIRE DES SYSTÈMES D'ÉPURATION INTÉGRÉS AUX RÉSEAUX DE VENTILATION

Soutenue le 30 septembre 2015 devant le jury composé de :

L. LE COQ	Professeur – École des Mines de Nantes	Rapporteur
M. WOLOSZYN	Professeur – Université de Chambéry	Rapporteur
J.J. ROUX	Professeur – INSA de Lyon	Examinateur
F. ALLARD	Professeur – Université de La Rochelle	Examinateur
P. BLONDEAU	Maître de Conférences, HDR – Université de La Rochelle	Examinateur
M. ABADIE	Maître de Conférences – Université de La Rochelle	Examinateur
A.L. TIFFONNET	Maître de Conférences – Université de Caen	Examinateur
T. DUFORESTEL	Ingénieur Chercheur – EDF R&D	Examinateur
P. DEROUBAIX	Ingénieur – ADEME	Invité

Résumé

La qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments basse consommation devient une problématique préoccupante dans le contexte actuel de règlementations thermiques de plus en plus exigeantes. Une des solutions envisagées pour concilier qualité de l'air intérieur et performance énergétique dans les bâtiments est l'intégration de systèmes d'épuration dans les réseaux de ventilation.

Peu de retour d'expériences in situ permettent d'évaluer l'intérêt de ces systèmes pour répondre à la problématique. La solution envisagée dans ces travaux est l'évaluation par la simulation numérique. Ce choix a nécessité le développement d'un outil numérique capable de représenter de façon couplée les phénomènes thermiques, aérauliques et ceux liés à la qualité de l'air intérieur par une représentation multipolluant, à l'échelle d'un bâtiment ou d'une partie d'un bâtiment. Cet outil a été développé dans l'environnement Dymola sous le langage Modelica. Des expérimentations ont été menées dans ces travaux dans le but de compléter l'outil numérique par des lois empiriques caractérisant, d'une part les phénomènes de sorption des polluants gazeux par les matériaux de revêtement intérieur, d'autre part le comportement, à la fois énergétique et sanitaire, de six solutions d'épuration.

Pour illustrer la capacité d'étude acquise grâce aux développements numériques et expérimentaux qui ont été réalisés dans le cadre des travaux de thèse, une zone de bureaux d'un bâtiment tertiaire a été simulée pour deux zones climatiques et pour deux types de pollution extérieure sur une année type complète. Les trois solutions d'épuration ayant montrées des performances tangibles lors de la phase expérimentale ont été simulées sous plusieurs conditions de fonctionnement puis comparées à deux cas de surventilation des locaux (sans épuration de l'air). Un indice global combinant performance sanitaire et énergétique a été ainsi défini dans le but de hiérarchiser les différentes stratégies simulées.

Les résultats obtenus permettent de valider la méthodologie employée, notamment en montrant à la fois l'intérêt de contextualiser les solutions envisagées pour les évaluer, et l'importance de travailler, lors des expérimentations, à des conditions représentatives de la réalité des environnements intérieurs. Plusieurs voies d'amélioration de l'outil numérique développé sont également proposées en conclusion, ainsi que différents points de discussion qui méritent l'attention de travaux futurs dans le domaine.

Mots clés : qualité de l'air intérieur, épuration, modélisation numérique couplée, thermique, ventilation

Abstract

Indoor air quality in low-energy buildings has become these recent years an important topic with the rigorous performance expectations in terms of envelope airtightness and energy consumption set by the RT2012 thermal building code. One possible solution to conciliate indoor air quality and energy performance is to integrate air-cleaning systems in the building ventilation system.

Because of the lack of scientific results regarding the suitability of those systems to solve this problematic, an investigation using numerical simulation has been conducted in the present work. This choice led to the development of a numerical tool that resolves in a coupled way, the heat and mass transfers, considering a multi-pollutant representation at the scale of the building/rooms. This tool was developed in the Dymola environment, using the Modelica programming language. Several experiments were also performed in the present work to acquire complementary data about the sorption of gaseous pollutants by indoor covering materials and about the cleaning effectiveness and energy consumption of six air-cleaning systems.

To illustrate the capabilities of the numerical tool, simulations have been performed for an office building zone. The building has been located in two climatic zones and submitted to two levels of outdoor pollution, for a whole year. Three of the tested solutions that have shown the best air-cleaning performances in the experimental phase have been simulated under various operating conditions. Two cases of higher amount of fresh air, i.e. without any air-cleaning system, have been also included to the study. One index has then been defined to compare the performance of the different solutions considering both the exposure reduction to eight pollutants and the induced energy consumption.

The results obtained in the present study confirm the adequacy of the proposed methodology. In particular, the importance of evaluating the solutions in their real context and not simply relying on their intrinsic performances to judge their performances when applied to indoor environments has been demonstrated. Another important issue is the need to conduct experimental characterizations of sorption processes and air-cleaning system under environmental conditions representative of real indoor spaces, i.e. low pollutant concentration and adequate air temperature, humidity and velocity. Future developments needed to improve the capabilities of the numerical tool are presented in conclusion as well as some important issues that would need a careful attention for further works in the domain.

Keywords: indoor air quality, air cleaning, coupled numerical simulation, heat and mass transfers, ventilation

Table des matières

Résumé i

Abstract iii

Table des matières v

Table des figures ix

Liste des tableaux xvii

Nomenclature xxi

Chapitre 1 Introduction 1

1.1. Problématique de la Qualité de l'Air Intérieur en France et dans le monde 1

1.2. Performance énergétique et qualité de l'air : un équilibre difficile à trouver 4

1.3. Positionnement des travaux et méthodologie d'étude 8

Chapitre 2 Systèmes d'épuration et phénomènes de transferts des polluants dans l'air et entre l'air et les matériaux : état des connaissances pour des bâtiments non-industriels 11

2.1. Systèmes d'épuration de l'air intérieur 11

2.1.1. Analyse fonctionnelle des techniques d'épuration 11

2.1.1.1. Filtration mécanique 12

2.1.1.2. Filtration moléculaire 17

2.1.1.3. Ionisation de l'air et filtration électronique 19

2.1.1.4. Photocatalyse 21

2.1.1.5. Rayonnement ultraviolet germicide 24

2.1.1.6. Ozonation 26

2.1.2. Systèmes d'épuration de l'air intérieur 27

2.1.3. Synthèse des études scientifiques recensées sur les procédés d'épuration de l'air intérieur 31

2.1.3.1. Périmètre et contenu des travaux examinés 31

2.1.3.2. Variabilité de la performance 37

2.1.3.2.1. Influence de la concentration 39

2.1.3.2.2. Influence du débit d'air 40

2.1.3.2.3. Influence de l'humidité 41

2.1.3.2.4. Influence de la présence d'un ou de plusieurs autre(s) polluant(s) 42

2.1.3.3. Innocuité des systèmes d'épuration 43

2.1.3.4. Paramètres énergétiques 46

2.2. Modélisation de la QAI 50

2.2.1. Phénomènes de transport des polluants 51

2.2.2. Phénomènes d'interaction entre polluants et matériaux 52

2.2.3. Modélisation des épurateurs 58

2.2.4. Outils pour modélisation de la QAI ... 60
2.3. Conclusion ... 62
Chapitre 3 Développements numériques ... 63
3.1. Choix des outils de modélisation ... 65
3.1.1. Langage *Modelica* ... 65
3.1.2. Logiciel *Dymola* ... 67
3.2. Construction de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* ... 68
3.2.1. Connecteurs thermo-aéro-QAI ... 69
3.2.2. Propriétés thermodynamiques de l'air ... 71
3.2.3. Équations de conservation ... 73
3.2.4. Dipôles ... 73
3.2.5. Scénarios ... 75
3.3. Développement des composants thermo-aéro-QAI ... 77
3.3.1. Volume de contrôle ... 77
3.3.2. Réseaux aérauliques ... 78
3.3.3. Passerelle thermique pure / thermo-aéro-QAI ... 81
3.3.4. Enveloppe ... 82
3.4. Cohérence de la modèlothèque Thermo-Aéro-QAI ... 83
Chapitre 4 Obtention des paramètres pour les modèles de ThermoAéroQAI ... 85
4.1. Détermination des paramètres de sorption des matériaux ... 86
4.1.1. Description des essais ... 87
4.1.2. Plan d'expérience ... 89
4.1.3. Détermination des coefficients k_a et k_d ... 91
4.1.4. Influence des niveaux de concentration et d'humidité ... 95
4.2. Détermination des caractéristiques QAI et énergétique de systèmes d'épuration ... 97
4.2.1. Sélection des systèmes étudiés ... 97
4.2.2. Grandeurs à mesurer ... 101
4.2.2.1. Grandeurs sanitaires ... 101
4.2.2.2. Grandeurs énergétiques ... 102
4.2.2.3. Conditions d'essai ... 103
4.2.2.4. Bancs d'essai et protocoles expérimentaux ... 103
4.2.2.4.1. Tests sur les particules inertes ... 103
4.2.2.4.2. Tests sur les polluants gazeux et les microorganismes ... 106
4.2.3. Synthèse des résultats obtenus ... 110
4.2.3.1. Efficacités d'épuration multi-polluants mesurées pour les systèmes ... 111
4.2.3.2. Impact potentiel des systèmes sur la QAI ... 116
4.2.3.3. Innocuité des systèmes testés ... 121
4.2.3.4. Consommation énergétique des systèmes ... 123

Chapitre 5 Simulation numérique des systèmes d'épuration intégrés au bâtiment 127
5.1. Bâtiment simulé 128
5.1.1. Architecture du bâtiment 128
5.1.2. Usages du bâtiment 129
5.1.3. Climats et pollutions atmosphériques locales 131
5.1.4. Réseaux CVC 134
5.1.5. Représentation sous Dymola 135
5.2. Traitement des résultats bruts 142
5.3. Analyse des résultats 143
5.3.1. Influence des scénarios de pilotage des systèmes d'épuration 158
5.3.2. Impacts sanitaire et énergétique des systèmes d'épuration 162
5.3.3. Hiérarchisation des solutions de contrôle de la QAI 163
Chapitre 6 Conclusions et perspectives 169
Références bibliographiques 173
Annexe A : Résultats des essais du projet épurateurs III 191
Annexe B : Enveloppe du bâtiment simulé 214

Table des figures

Figure 1.1 : Répartition géographique de la mortalité précoce due à la qualité de l'air, et part de la QAI, d'après l'OMS [WHO, 2014] 2

Figure 1.2 : Décomposition par polluant du coût socio-économique de la QAI en France, en millions d'euros, d'après [KOPP, 2014] 2

Figure 1.3 : Décomposition des dépenses de fonctionnement moyennes dans un immeuble de bureaux en Europe, d'après [ANDERSSON, 2006] 2

Figure 1.4 : Débits de ventilation règlementaires pour une salle de classe type (graphique du haut) et un bureau type (graphique du bas) dans différents pays européens, d'après [SEPPANEN, 2012] 6

Figure 2.1 : Principes de captation des particules dans un medium filtrant en fonction de leur taille d'après [BLONDEAU, 2006] 12

Figure 2.2 : Variation de l'efficacité d'un filtre en fonction de la taille des particules 13

Figure 2.3 : Allures des évolutions de l'efficacité, de la perte de charge et du débit d'air traité en fonction du colmatage du filtre [BLONDEAU, 2006] 14

Figure 2.4 : Performances initiales de filtres de ventilation générale F7 testés à 5000 $m^3.h^{-1}$ [CETIAT, 2009] 16

Figure 2.5 : Transport des polluants gazeux dans un filtre par adsorption d'après [BLONDEAU, 2006] 18

Figure 2.6 : Illustration des mécanismes physico-chimiques induit par l'ionisation de l'air et leur mode d'action sur les polluants et la santé, d'après [DANIELS, 2002] 20

Figure 2.7 : Exemple de précipitateur électrostatique utilisé en unité de gaine d'après [BLONDEAU, 2006] 20

Figure 2.8 : Phénomènes physico-chimiques impliqués dans le processus de photocatalyse hétérogène, d'après [BULTEAU, 2004] 22

Figure 2.9 : Représentation schématique du mécanisme de dégradation photocatalytique 23

Figure 2.10 : Décomposition du spectre solaire dans le domaine des UV 25

Figure 2.11 : Classification des solutions d'épuration 27

Figure 2.12 : Systèmes aérauliques autonomes (a) Plafonnier ; (b) Console murale ; (c) Clé USB ioniseur d'air ; (d) Unité mobile avec filtre à particules électronique et filtre en charbon actif 28

Figure 2.13 : Systèmes aérauliques CVC (a) Caisson filtre / UVC / photocatalyse pour CTA ; (b) Bouche de reprise d'air intégrant un électrofiltre 28

Figure 2.14 : Positionnement et mode de fonctionnement des systèmes d'épuration en fonction de leur type et de la ventilation des bâtiments 29

Figure 2.15 : Statistiques bibliographiques représentant la part d'études pour chacune des techniques d'épuration (* *Autre technique* comprend principalement les études concernant la biofiltration) 33

Figure 2.16 : Graphique représentant le nombre de fois où les polluants sont apparus dans notre étude bibliographique (s'ils sont apparus plus de deux fois)..... 34

Figure 2.17 : Représentation graphique des conditions hygrothermiques testées dans la bibliographie 34

Figure 2.18 : Représentation graphique des concentrations testées dans la bibliographie par technique d'épuration 35

Figure 2.19 : Représentation graphique des débits testés dans la bibliographie par technique d'épuration 36

Figure 2.20 : Moyennes des ratios entre les concentrations maximales des polluants intermédiaires et les concentrations initiales de onze polluants sous des conditions d'air humide (50 % d'humidité relative) et d'air sec [DEBONO, 2013]..... 45

Figure 2.21 : Détermination de la fréquence de renouvellement du filtre sur la base de l'optimum économique d'après l'AICVF [2007] 48

Figure 2.22 : Résultats d'une étude sur la dépendance des pertes de charge à la vitesse frontale pour des réacteurs photocatalytiques plat ou plissé avec un taux de TiO2 de 80 g.m² [DESTAILLATS, 2012] 49

Figure 2.23 : Processus déterminant les concentrations intérieures en polluants [BLONDEAU, 2008a] 51

Figure 2.24 : Représentations les plus courantes des interactions entre matériaux et polluants, en fonction de la nature des polluants..... 53

Figure 2.25 : Extrapolation à l'échelle macroscopique du modèle de sorption de Langmuir, telle que considérée par le modèle de TICHENOR et al. [1991] 55

Figure 2.26 : Représentation schématique de la modélisation des dynamiques de sorption par l'assemblage de lois de diffusion couplées caractéristiques des transferts dans les différents milieux 56

Figure 2.27 : Représentation discrétisée d'un filtre TiO_2 [ZHONG, 2011]..... 59

Figure 3.1 : Couplages existants entre la thermique la QAI (T : température ambiante de la zone considérée ; $Q_{m,i}$ est le débit massique d'un polluant i ; k_a, k_d et D sont respectivement les coefficients d'adsorption, de désorption et de diffusion ; E est la production de polluants par les matériaux ; R caractérise les réactions entre les polluants ; X représente le pourcentage d'air repris recyclé ; $Q_{épuré}$ est le débit d'air à l'entrée de l'épurateur ; Φ_t est le flux de chaleur émis par le système d'épuration) 64

Figure 3.2 : Un bâtiment décomposé en quatre objets liés entre eux..... 65

Figure 3.3 : Extrait d'un code *Modelica*, le connecteur en thermique 66

Figure 3.4 : Application de la loi des nœuds lors d'une liaison entre deux connecteurs thermiques ... 66

Figure 3.5 : Extrait d'un code *Modelica*, le dipôle (liaison de deux connecteurs) 67

Figure 3.6 : Extrait d'un code *Modelica*, le conducteur thermique 67

Figure 3.7 : Copie d'écran commentée de la structure de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* 69

Figure 3.8 : Extrait code *Modelica*, le connecteur thermo-aéro-QAI 70

Figure 3.9 : Représentation de la structure du package *Propriétés* de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* 71

Figure 3.10 : Icône du lecteur de conditions aux limites environnementales 76

Figure 3.11 : Contenu des colonnes des fichiers (a) météo et (b) pollution extérieure, lus par le lecteur de conditions aux limites 76

Figure 3.12 : Icones des composants de réseaux aérauliques développés en thermo-aéro-QAI 79

Figure 3.13 : Courbes caractéristiques d'un ventilateur (Modèle Rectil'Air ECM 400 de France Air) et les points qui les définissent dans le fichier texte appelé par le modèle 80

Figure 3.14 : Assemblage d'une paroi opaque extérieur / intérieur 83

Figure 4.1 : Schéma illustrant le lien entre les travaux expérimentaux et les modèle numériques pour apporter des solutions appropriées aux problèmes de physique des bâtiments actuels 85

Figure 4.2 : Effet des phénomènes de sorption d'un matériau sur la concentration dans l'air d'une ambiance soumise à une source périodique de 180 minutes 86

Figure 4.3 : Photographie des éléments présents dans l'installation du banc d'essai 87

Figure 4.4 : Schéma d'installation du banc d'essai de caractérisation de sorption des matériaux (PUL010 : Four à perméation ; DGM100 : Étage de dilution) 88

Figure 4.5 : Emission de formaldéhyde du complexe de matériau en fonction de sa composition mesurée dans la cellule expérimentale 89

Figure 4.6 : Résultats bruts d'un essai sol plastique / formaldéhyde à T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3} 91

Figure 4.7 : Approximation linéaire sur les premiers points de la phase d'adsorption de l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3}) 92

Figure 4.8 : Concentrations calculées à l'aide du modèle (coefficients k_a et k_d identiques en phase d'adsorption et de désorption) pour l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3}) 93

Figure 4.9 : Concentrations calculées à l'aide du modèle (couples k_a / k_d différents pour les phases d'adsorption et de désorption) superposé aux résultats expérimentaux pour l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3}) 94

Figure 4.10 : Résultats exprimés en concentrations réduites des essais menés à trois concentrations différentes (70, 112 et 160 µg.m^{-3} pour le couple sol plastique / formaldéhyde) 96

Figure 4.11 : Résultats exprimés en concentrations réduites des essais menés à trois humidités relatives différentes (8 (air sec), 25 et 73 %) pour le couple sol plastique / formaldéhyde 96

Figure 4.12 : A gauche, filtre moléculaire Camfil Farr *CitySorb-F*, à droite, filtre Camfil Farr *Opakfil Energy* [CAMFIL, 2012] 98

Figure 4.13 : Eléments constitutifs du caisson BIOWIND (de gauche à droite : filtre G4, filtre F7, filtre photocatalytique et ses lampes UV, assemblage complet du caisson) [BIOWIND, 2012] 99

Figure 4.14 : A gauche, composants du système ActivTek Induct 5000 (Remarque : le terme UVX est utilisé par le fabricant, il ne désigne rien scientifiquement, il s'agit ici de lampes UVC), à droite, illustration du mode d'intégration du système à l'installation de ventilation [NOOVATEC, 2012]..... 100

Figure 4.15 : Filtre électronique *Expansion Electronic FE* [AQC, 2012a] 100

Figure 4.16 : Illustration des cassettes d'ionisation négative AQC FI [AQC, 2012b] 101

Figure 4.17 : Schéma de principe du banc d'essais pour la mesure de l'efficacité en fonction de la taille des particules 105

Figure 4.18 : Schéma du banc d'essai de qualification de l'efficacité des systèmes vis-à-vis des composés gazeux et des microorganismes présents dans l'air 106

Figure 4.19 : Détail des composants de la cellule d'essai en aval de la CTA..... 107

Figure 4.20 : Illustration du suivi des concentrations en polluants gazeux avec l'IMR-MS 109

Figure 4.21 : Résultats de tests d'un réacteur photocatalytique, en haut pour *Aspergillus Niger*, en bas pour *Staphylococcus Epidermidis* 110

Figure 4.22 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S1, filtres *Opakfil* et *Citysorb-F* de CAMFIL assemblés en série..... 112

Figure 4.23 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S2, association du filtre électrostatique Expansion FE et de l'ioniseur-plasma AQC FI 112

Figure 4.24 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S3$^{(NA)}$, réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec ses écrans en nid d'abeille 113

Figure 4.25 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S3$^{(TM)}$, réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec ses écrans en tricot métallique 113

Figure 4.26 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants de la solution S3.C$^{(NA)}$: filtre F8 + réacteur photocatalytique avec écrans de type nid d'abeille + filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL 114

Figure 4.27 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants de la solution S3.C$^{(TM)}$: filtre F8 + réacteur photocatalytique avec écrans en tricot métallique + filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL 114

Figure 4.28 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S5, filtre électrostatique Expansion FE..... 115

Figure 4.29 : Débits d'air épurés en particules par les différents systèmes..... 117

Figure 4.30 : Débits d'air épurés en *Staphylococcus Epidermidis* par les différents systèmes..... 118

Figure 4.31 : Débits d'air épurés en *Aspergillus Niger* par les différents systèmes..... 118

Figure 4.32 : Débits d'air épurés en COV par le filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL (S1) 120

Figure 4.33 : Taux de production en ozone du filtre électronique Expansion FE seul (S5) et du filtre électronique couplé à l'ioniseur AQC FI (S2) mesuré sur le banc de Tera Environnement (Crolles). 122

Figure 4.34 : Taux de production en ozone du filtre électronique Expansion FE seul (S5) mesuré sur le banc de Villeurbanne (conditions hygrothermiques non contrôlées) 123

Figure 5.1 : Plan d'un étage courant du bâtiment simulé 128

Figure 5.2 : Évolution de la concentration extérieure en toluène sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (75,7 % des données mesurées, 24,3 % des données manquantes, comblées) 132

Figure 5.3 : Évolution de la concentration extérieure en ozone sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (95,3 % des données mesurées, 4,7 % des données manquantes, comblées) 133

Figure 5.4 : Évolution de la concentration extérieure en particules PM10 sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (96,2 % des données mesurées, 3,8 % des données manquantes, comblées) 133

Figure 5.5 : Évolution de la concentration extérieure en Aspergillus Niger sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (100 % des données mesurées) 133

Figure 5.6 : Réseaux CVC d'une zone d'étage courant du bâtiment de bureaux défini 134

Figure 5.7 : Scénarios de ventilation et d'épuration selon deux modes de fonctionnement de l'épuration : en continu et intermittent (exemple de la zone de bureaux orientés sud) 135

Figure 5.8 : Assemblage du bâtiment simulé sur la plateforme Dymola (seules les connections de la ZBN et des zones entre elles ont été conservées) 137

Figure 5.9 : Écran de sélection des polluants ; ici, les Composés Organiques Volatils de l'étude 138

Figure 5.10 : Assemblage de la zone de bureaux orientés sud sur la plateforme Dymola 139

Figure 5.11 : Lois de débit des réseaux complets pour chacune des zones 141

Figure 5.12 : Illustration de deux tronçons de réseau en série à gauche, en parallèle à droite 141

Figure 5.13 : Représentation des caractéristiques d'exposition des occupants sous forme de boite à moustache (à gauche, lorsque les écarts types sont assez grands pour que toutes les valeurs puissent être distinguées ; à droite, lorsque les écarts types sont très faibles et que la valeur maximale est très éloignée des autres et isolée) 142

Figure 5.14 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le formaldéhyde, en Ile de France 145

Figure 5.15 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le formaldéhyde, en Provence 145

Figure 5.16 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétaldéhyde, en Ile de France 146

Figure 5.17 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétaldéhyde, en Provence 146

Figure 5.18 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétone, en Ile de France 147

Figure 5.19 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétone, en Provence 147

Figure 5.20 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'heptane, en Ile de France Urbain dense 148

Figure 5.21 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'*Aspergillus Niger*, en Ile de France Urbain dense 148

Figure 5.22 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Ile de France urbain dense 149

Figure 5.23 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Ile de France Périphérie 149

Figure 5.24 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Provence Urbain dense 150

Figure 5.25 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Provence Périphérie 150

Figure 5.26 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Ile de France Urbain dense 151

Figure 5.27 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Ile de France Périphérie 151

Figure 5.28 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Provence Urbain dense 152

Figure 5.29 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Provence Périphérie 152

Figure 5.30 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Ile de France Urbain dense 153

Figure 5.31 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Ile de France Périphérie 153

Figure 5.32 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Provence Urbain dense 154

Figure 5.33 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Provence Périphérie 154

Figure 5.34 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Ile de France Urbain dense 155

Figure 5.35 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Ile de France Périphérie 155

Figure 5.36 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Provence Urbain dense 156

Figure 5.37 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Provence Périphérie 156

Figure 5.38 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le *Staphylococcus Epidermidis*, en Ile de France 157

Figure 5.39 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le *Staphylococcus Epidermidis*, en Provence 157

Figure 5.40 : Consommations électriques liées aux épurateurs eux-mêmes et aux auxiliaires de ventilation pour les trois solutions d'épuration, aux trois débits imposés, en fonctionnement continu et intermittent 158

Figure 5.41 : Extrait du profil de concentration ambiante en formaldéhyde dans le cas de la solution d'épuration CAMFIL fonctionnement à 1200 m^3/h en période d'occupation (fonctionnement intermittent) 160

Figure 5.42 : Profil de concentration ambiante en ozone sur une semaine normale, sans jour férié, dans le cas de d'un fonctionnement à 3600 m^3/h pour l'électrofiltre 161

Figure 5.43 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Ile de France Urbain dense.. 165

Figure 5.44 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Ile de France Périphérie..... 166

Figure 5.45 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Provence Urbain dense 166

Figure 5.46 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Provence Périphérie 167

Liste des tableaux

Tableau 2.1 : Classification des filtres à air d'après la norme EN 779:2012, entrée en vigueur en mars 2012 15

Tableau 2.2 : Classification des filtres à air d'après la norme EN 1822:2009 (les efficacités définies sont des efficacités minimales concernant la dimension de la particule la plus pénétrante, dit MPPS pour *Most Penetrating Particule Size*) 15

Tableau 2.3 : Principales caractéristiques des adsorbants industriels, d'après [SUN, 2003] 17

Tableau 2.4 : Semi-conducteurs pouvant faire office de photocatalyseur 23

Tableau 2.5 : Recensement des articles de revue bibliographique concernant les systèmes d'épuration de l'air intérieur des bâtiments non industriels 33

Tableau 2.6 : Seuils de consommation énergétique annuelle définissant les sept classes d'efficacité énergétique des filtres suivant la méthode Eurovent 48

Tableau 3.1 : Variables caractérisant le connecteur thermo-aéro-QAI 70

Tableau 4.1 : Configuration étudiées au terme de la campagne de mesure (19°C et 2 x 3h pour tous les essais) 90

Tableau 4.2 : Valeurs de coefficients k_a et k_d déterminés par les essais 94

Tableau 4.3 : Propriétés physico-chimiques des COV sélectionnés pour les tests 102

Tableau 4.4 : Efficacités de filtration particulaire du filtre F8 intégré au caisson BIOWIND 111

Tableau 4.5 : Conditions de mesure de la production d'ozone par les systèmes S2 et S5 122

Tableau 4.6 : Paramètres énergétiques mesurés 125

Tableau 4.7 : Paramètres énergétiques reconstitués pour le caisson BIOWIND complet (solutions S3.C$^{(NA)}$ et S3.C$^{(TM)}$) 126

Tableau 5.1 : Vitesses de dépôt paramétrées dans les modèles de ThermoAéroQAI pour représenter les phénomènes de réactivité de surface de l'ozone 129

Tableau 5.2 : Taux d'émission de polluants liés aux matériaux de construction 129

Tableau 5.3 : Températures de consignes de chauffage et de climatisation par périodes : « normal » = période d'occupation, « arrêt moins de 48h » et « arrêt plus de 48h » 130

Tableau 5.4 : Taux d'émission [µg/h/unité] des équipements recensés dans les bureaux 130

Tableau 5.5 : Taux d'émission de polluants liés au mobilier 131

Tableau 5.6 : Informations sur les données ayant servies pour la construction des scénarios de pollution extérieure 132

Tableau 5.7 : Recensement des Valeurs Limites d'Exposition par polluant 143

Tableau A.1 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S1 (association d'un filtre particulaire et d'un filtre moléculaire CAMFIL) vis-à-vis des polluants gazeux 193

Tableau A.2 : Résultats et conditions des essais réalisés avec le filtre particulaire *Opakfil Energy* CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules 193

Tableau A.3 : Résultats et conditions des essais réalisés avec le filtre moléculaire *City Sorb-F* CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules..... 193

Tableau A.4 : Résultats calculés pour l'association des deux filtres CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules..... 194

Tableau A.5 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S1 (association d'un filtre particulaire et d'un filtre moléculaire CAMFIL) vis-à-vis des microorganismes 195

Tableau A.6 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des polluants gazeux 197

Tableau A.7 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des particules 198

Tableau A.8 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des microorganismes 199

Tableau A.9 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(NA)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type nid d'abeille) vis-à-vis des particules 200

Tableau A.10 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(NA)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type nid d'abeille) vis-à-vis des microorganismes 201

Tableau A.11 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(TM)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type tricot métallique) vis-à-vis des particules 202

Tableau A.12 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(TM)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type tricot métallique) vis-à-vis des microorganismes..... 203

Tableau A.13 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S4 (catalyseur sous UVC / plasma froid) vis-à-vis des polluants gazeux 204

Tableau A.14 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S4 (catalyseur sous UVC / plasma froid) vis-à-vis des microorganismes..... 205

Tableau A.15 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des polluants gazeux..... 207

Tableau A.16 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des particules 208

Tableau A.17 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des microorganismes 209

Tableau A.18 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S6 (ioniseur) vis-à-vis des polluants gazeux..... 212

Tableau A.19 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S6 (ioniseur) vis-à-vis des microorganismes 213

Tableau B.1 : Mode constructif du bâtiment simulé 214

Nomenclature

LETTRES LATINES

A	Aire du tronçon d'un réseau aéraulique	[m²]
A_m	Rendement gravimétrique moyen	[%]
c_p	Chaleur spécifique	[$J.kg^{-1}.K^{-1}$]
C	Concentration volumique en polluant	[$kg.m^{-3}$]
	- Gazeux - Particulaire inerte	[kg ou nombre.m^3]
	- Microorganisme	[$UFC.m^{-3}$]
C*	Concentration réduite	[-]
C_m	Concentration massique en polluant gazeux dans l'air	[$kg_{polluant}.kg_{air}^{-1}$]
C_{mat}	Concentration en polluant gazeux par unité de masse de matériau	[kg_{poll}/kg_{mat}]
$C_{m,p}$	Concentration massique en polluant gazeux dans l'air au niveau de la surface de paroi	[$kg_{polluant}.kg_{air}^{-1}$]
C_s	Concentration de polluant gazeux en phase adsorbée	[$kg.m^{-2}$]
$C_{s,0}$	Concentration de polluant gazeux en phase adsorbée correspondant à une couverture monocouche complète des sites de surfaces	[$kg.m^{-2}$]
CADR	*Clean Air Delivery Rate* (équivalent anglais du DAE)	[$m^3.s^{-1}$]
d	Diamètre d'un tronçon de réseau aéraulique cylindrique	[m]
D	Coefficient de diffusion	[$m^2.s^{-1}$]
D_h	Diamètre hydraulique	[m]
DAE	Débit d'Air Épuré (équivalent français du CADR)	[$m^3.s^{-1}$]
dP	Différence de pression	[Pa]
E	Consommation énergétique	[kWh]
E_{bi}	Énergie de bande interdire	[eV]
E_m	Efficacité moyenne	[%]
Ex	Exposition	[$kg.m^{-3}$]
h	Enthalpie spécifique	[$J.kg^{-1}$]

h_t	Coefficient de transfert en couche limite	[m.s^{-1}]
H	Flux de chaleur	[W]
HR	Humidité relative	[%]
I	Indice de performance	[-]
J	Densité de flux de particules déposée sur une paroi	[kg ou nombre.m².s^{-1}]
K	Coefficient de la loi débit / pression	[kg.s^{-1}.Pa^{-n}]
k_a	Constante d'adsorption (modèle de sorption de Tichenor)	
$k_{a,L}$	Constante d'adsorption (théorie de Langmuir)	[m.s^{-1}]
k_d	Constante de désorption (modèle de sorption de Tichenor)	
$k_{d,L}$	Constante de désorption (théorie de Langmuir)	[kg.m^{-2}.s^{-1}]
K_L	Coefficient de Langmuir	[m^3.kg^{-1}]
K_p	Coefficient de partition du système solide / gaz	[m]
L	Longueur d'un tronçon de réseau aéraulique	[m]
$L_{v,liq}$	Chaleur latente du liquide	[J.kg^{-1}]
$L_{v,vap}$	Chaleur latente de la vapeur	[J.kg^{-1}]
M	Masse molaire	[kg.mol^{-1}]
M	Concentration de surface (Chapitre 4)	[kg.m^{-2}]
N	Coefficient de la loi débit / pression	[-]
nX	Taille du vecteur représentant le nombre d'entités gazeuses	[-]
nP	Taille du vecteur représentant le nombre d'entités particulaires	[-]
N_p	Concentration particulaire en nombre	[nombre.m^{-3}]
P	Taux de production de polluants	[kg.s^{-1}]
	- Gazeux - Particulaires	[nombre.s^{-1}]
P_a	Puissance électrique directement absorbée par un système	[W]
P_h	Production de chaleur	[W]
P_p	Pression partielle	[Pa]
P_t	Pression totale	[Pa]
P_{tot}	Puissance totale	[W]

P_v	Puissance électrique absorbée par un ventilateur	[W]
Q_v	Débit volumique d'air	[$m^3.s^{-1}$]
Q_m	Débit massique	[$kg.s^{-1}$]
Q_p	Débit particulaire en nombre	[$nombre.s^{-1}$]
r	Taux de production cinétique pour les polluants gazeux	[$kg.m^{-3}.s^{-1}$]
R	Constante universelle des gaz parfaits	[$J.mol^{-1}.K^{-1}$]
S	Surface de paroi	[m^2]
t	temps	[s]
T	Température	[°C ou K]
u	Densité d'énergie interne	[$J.m^{-3}$]
v	Vitesse de l'air	[$m.s^{-1}$]
v_d	Vitesse de dépôt des particules sur les parois	[$m.s^{-1}$]
v_{rs}	Vitesse de remise en suspension des particules	[$m.s^{-1}$]
v_s	Vitesse de réaction des particules à la surface des parois	[$m.s^{-1}$]
v_t	Vitesse de transport de particules en couche limite	[$m.s^{-1}$]
V	Volume de zone	[m^3]
X	Fraction massique	[-]

LETTRES GRECQUES

ΔP	Perte de charge	[Pa]
ε	Efficacité d'épuration	[%]
ζ	Taux d'émission des polluants par les matériaux	[$kg.m^{-2}.s^{-1}$]
η	Rendement de ventilateur	[%]
θ	Taux de couverture des sites actifs de surface d'un matériau	[-]
λ	Longueur d'onde (Chapitre 2)	[m]
λ	Coefficient de perte de charge linéaire (Chapitre 3)	[-]
λ_{RA}	Taux de renouvellement d'air	[s-1]
ρ	Masse volumique	[$kg.m^{-3}$]

σ	Ecart-type des concentrations	[kg.m^{-3}]
τ	Taux de pénétration	[%]
T	Taux d'émissions des équipements	[kg.h^{-1}.unité$^{-1}$]
Φ	Flux surfacique net échangé entre les phases solide et aérienne	[kg.m^{-2}.s^{-1}]
Φ_h	Flux de chaleur	[W]
Φ_p	Flux de polluants	
	- Gazeux	[kg.s^{-1}]
	- Particulaires	[nombre.s^{-1}]

INDICES

0	A l'état initial
Adv	Advectif
Air	Relatif à l'air
amont	Mesurée à l'entrée du système
Aval	Mesurée à la sortie du système
Diff	Diffusif
E	entrant
Eq	Equivalent
Ext	Extérieur
I	Relatif au polluant i considéré
Inj	Injectée
J	Relatif au polluant j considéré
Mat	Relatif au matériau
Max	Valeur maximale
Min	Valeur minimale
Moy	Grandeur moyenne
Nom	Grandeur nominale
Poll	Relative à un polluant

Ref	De référence
s	Sortant
t	Totale
∞	Valeur atteinte en régime permanent

ACRONYMES

AASQA	Associations Agrées de Surveillance de la Qualité de l'Air
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
ADN	Acide DésoxyriboNucléique
AFNOR	Association Française de NORmalisation
AICVF	Association des Ingénieurs en Climatique, Ventilation et Froid
ANSES	Agence Nationale de SÉcurité Sanitaire de l'alimentation, du travail et de l'environnement
AQC	*Air Quality Concept*
BBC	Bâtiment à Basse Consommation d'énergie
BEPOS	Bâtiment à Énergie POSitive
BUMA	Base de données *BUilding MAterial emissions*
CCTV	Comité de Coordination de Toxico-Vigilance
CETIAT	CEntre Technique des Industries Aérauliques et Thermiques
CFD	*Computational Fluid Dynamics*
COSV	Composés Organiques Semi-Volatils
COV	Composés Organiques Volatils
CTA	Centrale de Traitement d'Air
CVC	Chauffage, Ventilation et Conditionnement d'air
DEHS	Di-Ethyl-Hexyl-Sebacat
DNPH	DiNitroPhénylHydrazine
EDF	Électricité De France
ERP	Établissement Recevant du Public
GRA	Groupe de Recherche sur les Allergènes des hôpitaux universitaires de

	Strasbourg
IFOP	Institut Français d'Opinion Publique
LaSIE	Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur et l'Environnement
LED	Diode ÉlectroLuminescente
LHVP	Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris
MEK	Méthyl Éthyl Kétone
MPPS	*Most Penetrating Particle Size*
MTBE	*Méthyl Tert-Butyl-Éther*
NASA	*National Aeronautics and Space Administration*
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
ORTEC	Observatoire de la Règlementation TEchnique dans la Construction
PES	Particules En Suspension
PTR-MS	*Proton Transfer Reaction Mass Spectrometry*
PVC	PolyChlorure de Vinyle
QAI	Qualité de l'Air Intérieur
R&D	Recherche et Développement
RNSA	Réseau National de Surveillance Aérobiologique
RT	Règlementation thermique
THE	Filtre à Très Haute Efficacité
Tic	Température Intérieure de Confort
US EPA	United Stated Environmental Protection Agency
UV	Ultra-Violet
UVGI	*Ultra Violet Germicidal Irradiation*
VAV	Vitesse d'Air Variable
VGAI	Valeurs Guides pour l'Air Intérieur
VLE	Valeur Limite d'Exposition
VMC	Ventilation Mécanique Contrôlée
VTR	Valeurs Toxicologiques de Référence

Chapitre 1

Introduction

1.1. Problématique de la Qualité de l'Air Intérieur en France et dans le monde

L'évolution de la pollution atmosphérique fait depuis très longtemps l'objet d'une attention particulière de la part des pouvoirs publics qui, à travers la promotion d'études scientifiques, le développement de modèles de prédiction (par exemple, le modèle Prev'Air pour la prédiction en temps réel des concentrations en polluant sur le territoire européen) et la création des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), se sont aujourd'hui dotés de moyens pour caractériser et appréhender correctement les problèmes. Parallèlement à cela, la Qualité de l'Air Intérieur (QAI) a longtemps été considérée comme une composante marginale des problématiques environnementales et, il faut bien le reconnaître, une préoccupation mineure dans le domaine du bâtiment. La prise de conscience collective de son impact potentiel sur la santé, qui peut être considérée comme l'acte de naissance de la thématique de recherche sur la QAI, date du début des années 1980 dans les pays développés au climat le plus rude (Scandinavie, Canada, Etats-Unis), et des années 1990 en France. Au cours de la dernière décennie, la communauté scientifique qui travaille sur le sujet s'est très largement étoffée. Plusieurs études de portée nationale et internationale ont été réalisées, permettant de mieux appréhender l'état de la qualité de l'air dans les différents lieux de vie, son impact sur la santé, et son coût économique.

Dans son rapport de 2014, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) évaluait ainsi à 8 millions le nombre de décès prématurés par an dus à une mauvaise qualité de l'air, plus de la moitié d'entre eux étant directement attribués à la QAI (Figure 1.1) [WHO, 2014]. En France, l'étude commanditée par l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, du travail et de l'environnement (ANSES) a conclu que le coût socio-économique de la QAI, calculé là aussi sur la base de la seule mortalité précoce, était de 19,5 milliards d'euros par an, dont 14,5 milliards d'euros directement imputables aux particules en suspension (Figure 1.2) [KOPP, 2014]. Enfin, le coût du traitement de l'asthme en France, maladie dont la prévalence chez les enfants a clairement été corrélée à la ventilation des logements ou à la présence de Composés Organiques Semi-Volatils (COSV), a été estimé à 1,5 milliards d'euros par an, soit plus de 3 fois le coût annuel de la grippe.

L'impact économique d'une QAI dégradée ou défectueuse concerne également le secteur privé, par le biais de la baisse de productivité des salariés et/ou de l'augmentation de l'absentéisme au travail qui peut en résulter ([MILTON, 2000] ; [SEPPANEN, 2006] ; [WARGOCKI, 2007b] ; [WARGOCKI, 2007a] ; [FISK, 2009]). Les coûts évalués sur la base de l'extrapolation des résultats d'études sur site ou de tests de performance en environnements contrôlés témoignent d'un phénomène qui n'a rien de marginal. Les dépenses liées aux personnels (salaires) représentant la majeure partie des charges dans le secteur tertiaire (moyenne européenne), on montre en effet qu'1 % de hausse de productivité des salariés correspond à un gain équivalent au coût de l'énergie pour le bâtiment, et compense une augmentation de 5 % de son coût de construction (Figure 1.3).

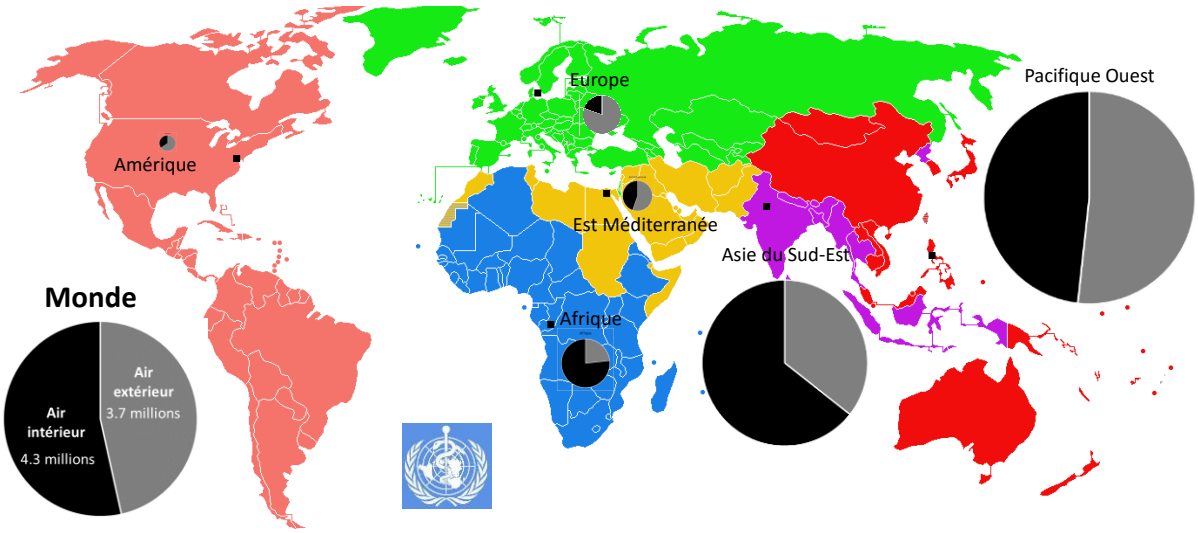


Figure 1.1 : Répartition géographique de la mortalité précoce due à la qualité de l'air, et part de la QAI, d'après l'OMS [WHO, 2014]

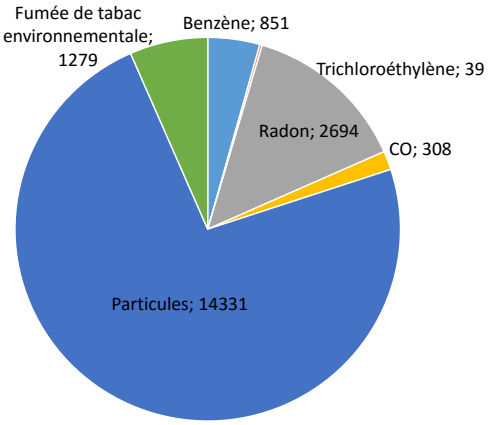


Figure 1.2 : Décomposition par polluant du coût socio-économique de la QAI en France, en millions d'euros, d'après [KOPP, 2014]

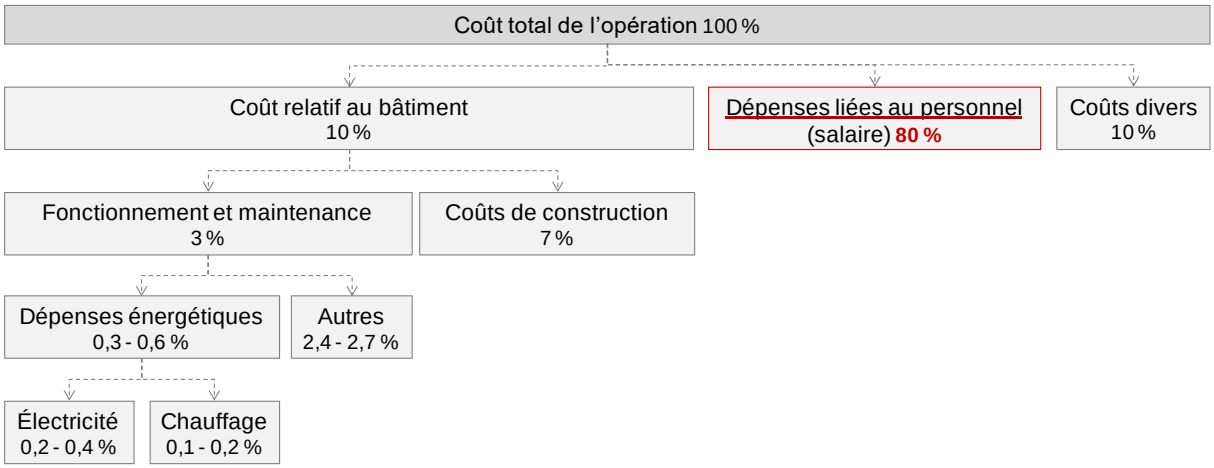


Figure 1.3 : Décomposition des dépenses de fonctionnement moyennes dans un immeuble de bureaux en Europe, d'après [ANDERSSON, 2006]

Enfin, il convient de mentionner que par la médiatisation croissante des problèmes de pollution atmosphérique, les articles et émissions informant sur les risques liés au confinement des locaux, et les campagnes de publicité faites autour de certains produits censés l'améliorer, la QAI suscite dorénavant un intérêt de la part du grand public et des acteurs de la construction. En 2008, un sondage réalisé par l'Institut Français d'Opinion Publique (IFOP) a par exemple révélé que 80 % des français étaient préoccupés par la QAI, et 90%, dont une majorité de femmes, établissaient un lien entre qualité de l'air dans leur logement et santé. Le même sondage révélait par ailleurs une augmentation régulière des demandes de conseil auprès des bureaux d'étude spécialisés pour la conception énergétique mais aussi sanitaire des ensembles de bureaux et des Etablissements Recevant du Public (ERP). Cette prise de conscience collective a contribué à créer un marché économique de la QAI ; l'offre de produits, matériels et matériaux affichant explicitement des vertus vis-à-vis de la QAI, et en particulier de systèmes d'épuration, n'a cessé de s'étoffer au cours des dernières années. Le problème est que cet essor technique rapide n'a pour l'heure pas été accompagné d'un cadre normatif et règlementaire suffisant pour que les consommateurs, les maîtres d'ouvrage ou les maîtres d'œuvre puissent disposer d'éléments objectifs pour juger de la performance des solutions proposées, les comparer, et, c'est sans doute là le point le plus important, s'assurer de leur innocuité. Le peu de scrupules de certains industriels qui entendent surfer sur une vague favorable sans autre forme de considérations est indéniable, mais force est aussi de reconnaître qu'en dépit des nombreuses connaissances acquises et des progrès réalisés, l'évaluation de la QAI, et par la suite la spécification de critères pour l'évaluation de l'efficacité des systèmes, restent des questions difficiles. Cela tient à deux facteurs principaux.

Le premier est que la question de la qualité de l'air peut être abordée sous plusieurs angles, entre autres la santé et le confort olfactif. S'il est légitime de penser que les aspects sanitaires doivent être traités en priorité, la composante olfactive ne doit pas pour autant être négligée puisque c'est principalement par ce biais que les populations perçoivent concrètement la qualité de l'air dans les ambiances où ils évoluent : malgré la forte subjectivité qui entoure la caractérisation des odeurs, tant au niveau de leur caractère hédonique que de leur intensité, il sera toujours plus facile pour un individu d'exprimer son ressenti de la qualité de l'air sur ce critère plutôt qu'en termes d'impact sur sa santé. Le pouvoir odorant des gaz n'étant nullement corrélé à leur dangerosité (le cas du monoxyde de carbone, létal mais totalement inodore à forte concentration, en est une bonne illustration !), santé et confort doivent véritablement être vus comme deux composantes distinctes de la qualité de l'air.

La seconde raison à la complexité de l'évaluation de la QAI tient à la multiplicité, à la variété, et à la faible concentration des polluants qui peuvent être rencontrés dans les bâtiments. Il est en effet d'usage de considérer que près de 800 substances physico-chimiques et agents biologiques, aux propriétés et aux effets sanitaires souvent très différents, peuvent potentiellement être présents en mélange dans une même ambiance [BILLIONNET, 2012]. Ces caractéristiques confèrent au problème une dimension multicritère qui ne permet pas toujours de discerner les situations les plus favorables du point de vue de la qualité de l'air et de juger de la pertinence de solutions techniques. Plus généralement, elles renvoient aux sempiternelles questions de la définition de ce qu'est véritablement la QAI, et de l'élaboration d'indices globaux pour la mesurer. L'établissement par les autorités sanitaires compétentes de Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR), et même dans certains cas de Valeurs Guides pour l'Air Intérieur (VGAI, établies en France par l'ANSES), pour un grand nombre de ces polluants, a permis de faire un premier pas vers une réponse à ces questions, en définissant par exemple des substances prioritaires en termes d'étude et de contrôle (voir la hiérarchisation des polluants proposée par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) pour les logements, les bâtiments de bureaux et les écoles). Les connaissances sur les effets sanitaires des polluants à faible concentration, et surtout de leurs effets synergétiques lorsqu'ils sont en mélange, demeurent cependant encore trop parcellaires à ce jour pour envisager de proposer des indicateurs qui puissent être validés à grande échelle.

1.2. Performance énergétique et qualité de l'air : un équilibre difficile à trouver

Les problématiques de confort et de QAI ont toujours été et demeurent aujourd'hui plus que jamais indissociables des préoccupations d'économies d'énergie dans les bâtiments. Il est ainsi communément admis que l'instauration des premières Réglementations Thermiques (RT) a entrainé le développement des problèmes liés à la QAI. En imposant un renforcement de l'isolation des bâtiments, elles ont en effet contribué à confiner davantage les locaux, et par ricochet à élever les niveaux d'humidité et de pollution intérieure. A une époque où le secteur de la construction entame une mutation profonde, motivée une nouvelle fois par des préoccupations énergétiques (épuisement des ressources fossiles, réduction de la dépendance énergétique) et environnementales (réduction des émissions de gaz à effet de serre, lutte contre la pollution atmosphérique), il convient de veiller à ne pas renouveler les erreurs du passé en systématisant et en dupliquant à grande échelle des pratiques constructives ou de gestion qui pourraient à court terme se révéler nuisibles au confort et à la santé des populations. Conscients de ce danger, les pouvoirs publics ont introduit dans la RT la notion de Température Intérieure de Confort (Tic) pour se prémunir de conceptions bioclimatiques des bâtiments qui privilégient les apports gratuits au détriment du confort d'été des occupants. Pour ce qui concerne la QAI, le respect de la règlementation sur la ventilation, l'application des règles de l'art pour l'installation des systèmes de ventilation mécanique, l'entretien des équipements, et accessoirement des pratiques d'aération adaptées des occupants, ont pendant longtemps été considérés comme des garde-fous. Face au constat affligeant qui a été dressé sur l'état de la ventilation dans les bâtiments existants - le taux moyen de non conformités à la rubrique aération, observé sur 8 années, est estimé à environ 45% des logements contrôlés d'après l'Observatoire de la Règlementation Technique dans la Construction (ORTEC) – les moyens de contrôle ont été récemment renforcés par l'instauration de la surveillance obligatoire de la QAI dans les ERP. Cette nouvelle mesure règlementaire, dont les modalités et le calendrier d'application en fonction du type d'ERP sont définis dans le décret du 5 Janvier 2012, constitue une initiative unique en Europe. Elle témoigne d'une volonté forte de traiter les questions de QAI au niveau des enjeux qu'elles représentent, et par la même occasion d'un certain leadership pris par la France dans ce domaine. Il ne faut pour autant pas se méprendre sur la portée de ces diagnostics périodiques obligatoires qui d'une part ne concernent qu'un champ réduit de bâtiments (les ERP) et un spectre limité de polluants (formaldéhyde, benzène et CO_2), et sont d'autre part totalement déconnectés des réflexions et procédures qui président à la conception ou à la réhabilitation des bâtiments. Or, plus que la spécification de solutions de remédiation à mettre en œuvre en cas de dépassement – solutions qui peuvent dans certains cas être en opposition avec les principes de maîtrise de l'énergie ou d'ergonomie initialement prévus – le véritable défi à relever par tous les acteurs de la construction est désormais de développer des approches intégrées qui concilient qualité de l'air, respect des contraintes énergétiques et bien être des usagers, en intégrant pour cela les caractéristiques de l'environnement proche du bâtiment projeté : microclimat local, ressources naturelles, nature et niveau de pollution de proximité, …. Dans cette optique, trois grandes familles de méthodes pour contrôler la qualité de l'air se dégagent : le contrôle des sources, la ventilation et l'épuration. Comme cela est expliqué ci-après, ces méthodes ne sont en rien exclusives mais définissent au contraire une graduation dans les moyens qui peuvent ou doivent être déployés pour l'achèvement d'un air intérieur sain.

<u>Le contrôle des sources</u>

Le contrôle des sources correspond au choix de matériaux et de matériels qui n'émettent pas ou peu de polluants dans l'air intérieur. C'est la mesure la plus pragmatique, la plus efficace en termes énergétiques, et, finalement, la première des mesures à envisager dans toute réflexion. Longtemps limitée par le manque de connaissances sur la nature et les flux de polluants émis dans les bâtiments,

l'étiquetage obligatoire des caractéristiques d'émission des matériaux de construction et de décoration par les fabricants, institué par l'arrêté du 11 Avril 2011, a marqué une avancée forte dans ce domaine. En dépit de ses limites (auto-déclaration, information agrégée, spécificité des taux d'émission mesurés aux conditions normalisées dans lesquelles ils ont été mesurés), cette mesure règlementaire constitue un véritable outil pour les particuliers et les concepteurs de bâtiment qui peuvent par ce biais comparer les matériaux vis-à-vis de leurs émissions de polluants et opérer leur choix en connaissance de cause. Cette disposition a également contribué à faire progresser le marché de manière globale, en incitant d'une part les fabricants à travailler sur leurs produits pour obtenir la meilleure étiquette possible (A+), et en éradiquant d'autre part les matériaux les plus émissifs (on ne trouve quasiment plus à la vente de matériaux étiquetés C). Le principe d'étiquetage obligatoire des caractéristiques d'émission pourrait prochainement être étendu au mobilier et à certains produits de consommation. Différentes études scientifiques visant à caractériser les émissions des produits de nettoyage (étude ADOQ, [NICOLAS, 2012]), le mobilier des crèches (étude MOBAIR-C, [ROUX, 2013]), et le mobilier domestique destiné aux enfants (étude MOBAIR-DE, [ROUX, 2013]) ont ainsi été menées en France pour identifier les substances qui pourraient être tracées et les niveaux d'émission qui pourraient être définis pour définir les étiquettes relatives à ces produits. D'autres études, visant uniquement à quantifier l'impact des émissions sur la QAI et couvrant un spectre de produits plus ou moins large, sont venues compléter les données existantes. Les contributions les plus significatives de par le nombre de mesures réalisées sont celles issues des projets européens BUMA [2009] et EPHECT [2013], qui portent respectivement sur les matériaux de construction et les produits de consommation courante, et l'étude réalisée conjointement par l'OQAI et le Comité de Coordination de Toxico-Vigilance (CCTV) sur les émissions par les fournitures scolaires [DERBEZ, 2013]. La base de données PANDORE, disponible sur le site du Laboratoire des Sciences de l'Ingénieur et l'Environnement (LaSIE) de l'Université de la Rochelle, reprend l'essentiel de ces données ainsi qu'un grand nombre d'autres données d'émission par les sources internes qui ont été publiées dans la littérature grise depuis une quinzaine d'années [ABADIE, 2011]. Pour valoriser ces efforts et continuer à progresser dans cette voie, les mesures doivent désormais s'accompagner de dispositifs techniques ou juridiques qui permettent aux concepteurs et aux exploitants de bâtiments de hiérarchiser les sources et de sélectionner pour chacune d'elles des produits qui ont un impact minimal sur la qualité de l'air offerte aux occupants.

La ventilation

Le renouvellement d'air, par la ventilation ou l'ouverture des fenêtres, constitue la solution « historique » de contrôle de la pollution de l'air intérieur. En France, la règlementation sur la ventilation définit les débits d'air extérieur à introduire dans les bâtiments en fonction de leur usage et d'un certain nombre d'autres caractéristiques. Instaurée dans les années 1980, elle suscite aujourd'hui beaucoup de débats. Le premier point qui prête à questionnement, face aux épisodes répétés de pollution atmosphérique, est le concept même de ventilation, à savoir la dilution par un apport d'air neuf, terme utilisé pour désigner l'air extérieur, de polluants émis par les occupants et leur activités. Il est évident qu'en certains lieux et certaines circonstances, l'introduction directe d'air extérieur peut constituer un important vecteur de pollution des environnements intérieurs. L'autre point de discussion porte sur la légitimité des débits d'air imposés par la règlementation. Ces derniers ont en effet été définis sur la base du maintien d'un niveau d'humidité ambiante acceptable ou de critères olfactifs (bio-effluents émis par les occupants). Si le contrôle de l'humidité reste de nos jours une priorité du fait de son impact direct et indirect sur la santé (fonctionnement de l'arbre respiratoire et développement des microorganismes à l'origine de pathologies allergiques notamment), l'émergence de nombreux autres polluants de l'air intérieur combinée à la mise en évidence de sources d'émission multiples et variées montre que cette vision de la QAI est très réductrice, voire dépassée, en même temps qu'elle interroge sur la pertinence des débits d'air règlementaires pour le contrôle des concentrations de ces substances. Plus généralement, la question que se posent désormais tous les

acteurs de la construction est de savoir quelle est la juste ventilation d'un bâtiment quand on relève que, pour une même configuration, le débit de ventilation règlementaire peut varier dans un rapport de 1 à 4 entre les différents pays de l'Union Européenne (Figure 1.4).

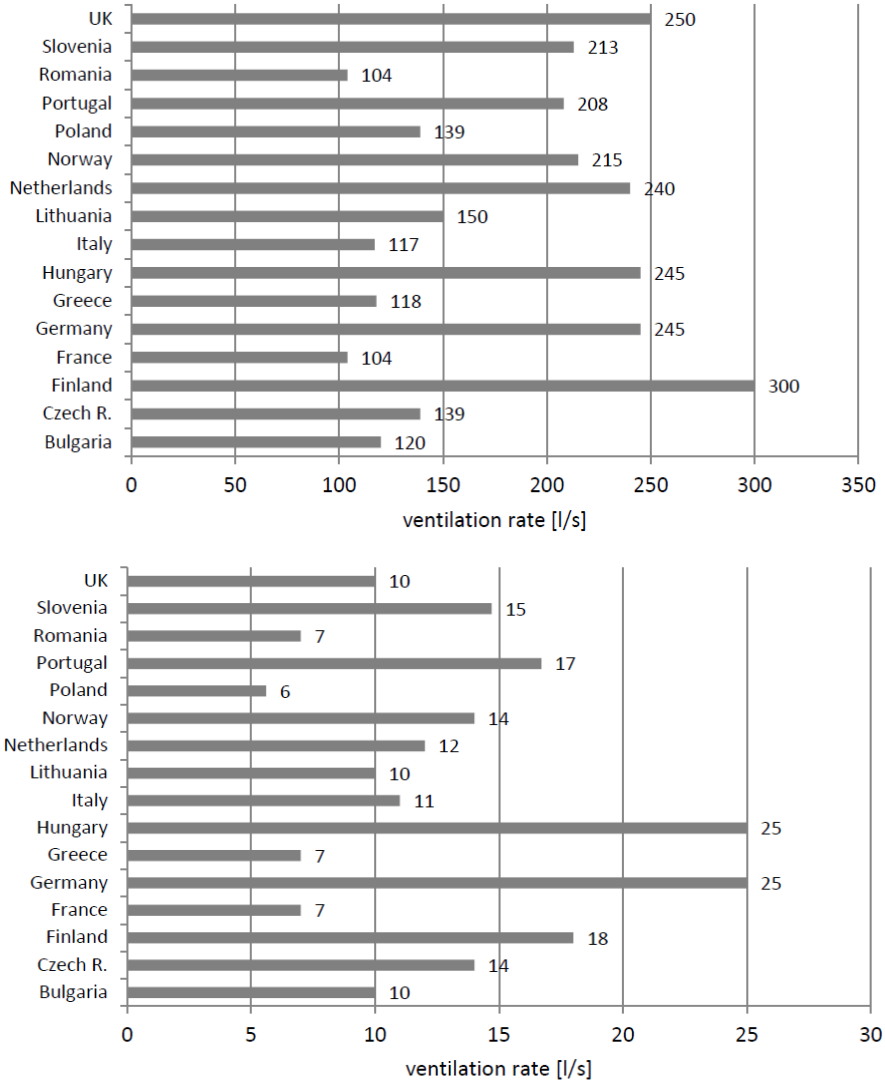


Figure 1.4 : Débits de ventilation règlementaires pour une salle de classe type (graphique du haut) et un bureau type (graphique du bas) dans différents pays européens, d'après [SEPPANEN, 2012]

Même s'ils se justifient du seul point de vue de la santé publique, il ne faut pas se méprendre sur le fait que ces débats parfois enflammés sur la ventilation ont en réalité pour toile de fond des préoccupations d'ordre énergétique. Avec l'adoption de la directive européenne sur la performance énergétique des bâtiments, et son objectif emblématique de réduction par 4 des consommations énergétiques des bâtiments à l'horizon 2050 (l'année de référence étant 2005), l'évolution des RT du bâtiment en Europe a contribué à augmenter considérablement le poids des déperditions par renouvellement d'air dans le bilan thermique des bâtiments. En France, par exemple, pour un bâtiment neuf et suivant le climat, les déperditions par renouvellement d'air peuvent représenter 50% à 70% des déperditions totales. Pour satisfaire à la RT en vigueur, et anticiper ses évolutions prévues à très court terme (systématisation des Bâtiments à Energie Positive (BEPOS) à l'horizon 2020), il convient donc maintenant de concevoir ou d'imaginer des systèmes et des stratégies de ventilation à faible impact énergétique qui permettent d'optimiser la QAI. Trois voies peuvent être envisagées pour cela : la récupération de chaleur sur l'air extrait, la modulation des débits, et l'utilisation de systèmes de ventilation à haute efficacité.

La récupération de chaleur sur l'air extrait par la mise en place d'un système de ventilation double flux est une pratique largement répandue. Les efficacités affichées par les échangeurs de chaleur statiques ou rotatifs qui équipent actuellement ces systèmes permettent de maintenir des débits d'air neuf conformes à la règlementation en vigueur avec une perte d'énergie par les flux d'air rejetés qui est minimale. L'autre avantage de la ventilation double-flux, vis-à-vis de la QAI, est que le filtre positionné au niveau de la prise d'air neuf permet de capter une fraction importante des particules en suspension dans l'air extérieur avant son introduction dans les locaux. Bien que sa fonction première soit avant tout d'éviter l'encrassement du réseau, ce filtre propose donc une réponse, au moins partielle, aux questions qui peuvent se poser quant à l'impact global du renouvellement d'air en milieu urbain. En contrepartie, la présence de deux ventilateurs et du filtre implique nécessairement une consommation supplémentaire d'électricité qui devient très pénalisante, voire rédhibitoire, si les flux énergétiques à récupérer dans l'air extrait sont faibles. Dans le secteur résidentiel par exemple, les économies d'énergie générées permettent rarement de compenser le surcoût d'une ventilation double flux par rapport à une Ventilation Mécanique Contrôlée (VMC) classique à simple flux.

La voie qui est actuellement privilégiée est la modulation des débits, par l'installation de systèmes de ventilation dits hygro-réglables. La ventilation hygro-réglable consiste à moduler automatiquement les flux d'air extraits et/ou entrants des locaux en fonction de l'humidité ambiante, réduisant de fait et dans des proportions plus ou moins importantes les charges thermiques afférentes au renouvellement d'air au cours de la saison de chauffage. En définitive, la ventilation hygro-réglable revient donc à considérer l'humidité comme le traceur de la QAI, ce qui est forcément très réducteur puisque toutes les sources internes de polluants ne sont pas corrélées aux dégagements d'humidité par les occupants. Pendant les périodes sans dégagement important de vapeur d'eau dans le logement, la réduction du renouvellement d'air contribue par exemple à augmenter l'exposition des occupants aux polluants émis par les matériaux. Dans le secteur tertiaire, les stratégies de modulation des débits se déclinent sous deux formes principales : ventilation intermittente par le biais de programmations horaires correspondant aux périodes d'occupation des locaux (coupure pure et simple de la ventilation pendant la nuit par exemple), et/ou débit de ventilation modulé en fonction de la concentration en CO_2 mesurée par une sonde, dans les locaux où l'occupation et/ou l'activité peuvent être très variables (salles de réunions, salles de spectacle, salles de sport …).

La troisième voie à envisager pour concilier renouvellement d'air et performance énergétique est la réduction pure et simple des débits d'air introduits dans les locaux par la mise en œuvre de systèmes de ventilation à haute efficacité, c'est-à-dire capable d'apporter l'air neuf au plus près des occupants et de prélever l'air vicié au plus près des sources. La ventilation par déplacement est un exemple bien connu de technique qui permet d'obtenir une meilleure QAI que la ventilation par mélange pour un même débit d'air. Cependant, son application reste limitée à des ambiances nécessitant une température d'air neuf inférieure à la température dans la zone d'occupation et présentant une hauteur sous plafond supérieure à 3 mètres [SKISTAD, 2002] comme les restaurants, salles de conférences, théâtres… Au cours des dernières années, plusieurs études scientifiques ont également été menées en Europe pour démontrer l'intérêt de la ventilation personnalisée dans les bureaux ([DALEWSKI, 2012] ; [MELIKOV, 2013] ; [BOLASHIKOV, 2014]). Son principe est d'insuffler l'air neuf dans les locaux par des bouches positionnées au niveau des postes de travail, c'est-à-dire à l'endroit où les occupants passent la majorité de leur temps. Par la proximité immédiate de ces bouches aux voies respiratoires des individus, et la très forte efficacité de ventilation qui en résulte, les débits d'air neuf peuvent être très largement réduits, diminuant de facto les déperditions thermiques afférentes au renouvellement d'air. Déjà répandue en Amérique et dans certains pays asiatiques, la ventilation personnalisée ne peut cependant être utilisée en France puisqu'elle ne satisfait pas à la

règlementation concernant les débits minimum d'air neuf, et aucun système commercial ne bénéficie, pour l'instant, d'un avis technique.

L'épuration de l'air

L'épuration de l'air, qui est au cœur de notre étude, ne doit pas être considérée comme un palliatif à la ventilation mais comme un levier d'action complémentaire pour concilier préoccupations sanitaires et énergétiques. Les développements technologiques et industriels réalisés au cours des dernières années concourent aujourd'hui à un large éventail de solutions d'épuration disponibles pour les bâtiments tertiaires et d'habitation. Elles tendent toutes à répondre à une problématique d'amélioration globale de la QAI par la mise en œuvre d'une cascade de procédés d'épuration couvrant l'ensemble des composantes de la pollution intérieure.

La première partie du chapitre bibliographique est entièrement dédié aux systèmes d'épuration : techniques, systèmes, et état de l'art des connaissances. D'une manière générale, le problème que pose actuellement l'épuration de l'air est qu'il existe très peu de données objectives pour juger de l'efficacité des solutions disponibles (en termes de réduction de l'exposition des occupants), pour garantir leur innocuité quelles que soient les conditions climatiques et environnementales dans lesquelles elles sont amenées à fonctionner, mais aussi pour évaluer leur impact sur les consommations énergétiques du bâtiment. La thèse vise à combler cette lacune en proposant une méthode permettant de juger de l'intérêt de recourir aux systèmes d'épuration centralisés (dits CVC pour Chauffage Ventilation et Conditionnement d'air) dans les bâtiments tertiaires, puis éventuellement de choisir l'appareil le plus adapté aux conditions d'exploitation et au contexte environnemental d'un bâtiment déterminé.

1.3. Positionnement des travaux et méthodologie d'étude

Depuis 2005, le LaSIE de l'Université de la Rochelle et EDF R&D ont participé ensemble à plusieurs études sur le thème de l'épuration de l'air, en partenariat avec le CETIAT, Tera Environnement, le Groupe de Recherche sur les Allergènes (GRA) des Hôpitaux Universitaires de Strasbourg et le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP). La première d'entre elle, menée dans le cadre du programme « Bâtiment à l'horizon 2010 » consistait en une réflexion visant à la définition d'un protocole d'essai permettant de caractériser l'efficacité et l'innocuité des épurateurs d'air autonomes [BLONDEAU, 2006]. La seconde a vu la construction d'un banc expérimental dédié aux essais d'épurateurs autonomes de tous types, la validation du protocole expérimental proposé par le test de deux appareils de conception très différente [GINESTET, 2009], et sa transposition en norme expérimentale (XP B44-200) suite aux travaux entrepris dans le cadre du groupe "épurateur d'air" hébergé par le comité AFNOR B44A (photocatalyse). Enfin, courant 2011, le LaSIE et EDF R&D se sont engagés avec le CETIAT, Tera Environnement, le LHVP et la société Air & Bio dans une démarche similaire visant cette fois à évaluer à partir de tests sur banc d'essai la performance de systèmes CVC commercialisés sur le marché européen. Cette étude, financée par l'ADEME, qui révèle les difficultés inhérentes à toutes les approches expérimentales de la QAI, constitue une composante à part entière des travaux de thèse ; les dispositifs et protocoles expérimentaux utilisés, ainsi que les principaux résultats obtenus sont présentés dans le chapitre 4. Ce chapitre décrit en effet tous les aspects expérimentaux des travaux de thèse, y compris l'acquisition des données de caractérisation des interactions entre les matériaux et les polluants sélectionnés dans le projet (essais réalisés au LaSIE). Cette étude a aussi et surtout constitué une opportunité unique d'élargir le champ de la réflexion en développant une méthodologie permettant de passer du concept de performance intrinsèque des systèmes (efficacité d'épuration amont / aval, taux de production de composés

secondaires, perte de charge induite et puissance électrique absorbée dans des conditions déterminées et figées), qui est donc mesurée par les essais en laboratoire, à celui d'impact sur la qualité de l'air (caractérisée par la réduction de l'exposition à la pollution intérieure des occupants) et les consommations énergétiques des bâtiments. Ces grandeurs finales, qui sont in fine ce qui importe, dépendent non seulement de la performance intrinsèque du système d'épuration, mais aussi des conditions dans lesquelles il est amené à opérer : régulation de la ventilation, niveau de pollution extérieure, caractéristiques des émissions internes de polluants, intermittence de l'occupation, … De par le mode d'intégration au système de ventilation / conditionnement d'air qui est préconisé par les fabricants, à savoir un positionnement sur le circuit d'air soufflé, les systèmes d'épuration CVC constituent par ailleurs un cas où les interdépendances entre énergie et qualité de l'air sont multiples, et où la réflexion en termes d'optimum entre les deux composantes prend tout son sens. En positionnant l'épurateur sur le circuit d'air soufflé ce dernier fonctionne en effet dans les conditions de température et d'humidité définies par le conditionnement d'air des locaux, et avec un débit d'air traversant variable dans le temps qui dépend des charges thermiques du bâtiment. La thermique du bâtiment exerce donc une influence sur la QAI à travers la dépendance que peuvent avoir ces paramètres sur la performance intrinsèque de l'épurateur, mais aussi par le fait qu'elle détermine le nombre de passages de l'air à travers le système, et par conséquent les flux de polluants qu'il est susceptible de détruire, capter, ou générer (sous-produits de réaction) au cours d'une période déterminée. En contrepartie, le mode de gestion de l'épurateur (fonctionnement permanent ou intermittent) et la perte de charge qu'occasionne sa présence en fonction du débit d'air traversant, déterminent la surconsommation d'énergie à consentir pour améliorer la QAI. Le lien de cause à effet n'est toutefois pas nécessairement direct : si la surconsommation du ventilateur pour vaincre la perte de charge additionnelle est une perte sèche en termes d'énergie, l'énergie thermique émise par l'épurateur peut contribuer au chauffage des locaux en hiver et au contraire ajouter aux charges de climatisation en été.

Le problème que pose la traduction de données de performance intrinsèque en termes de consommation énergétique et d'exposition des occupants est que les paramètres de cette conversion sont spécifiques à chaque bâtiment. La mise en œuvre d'une expérience in situ ne peut ainsi retourner que l'image d'une situation particulière ; ses résultats et conclusions sont difficilement extrapolables à d'autres configurations opératoires. L'expérimentation à une échelle qui permettrait d'explorer une variété de configurations de bâtiments statistiquement représentative étant par ailleurs elle aussi difficilement envisageable, la méthode proposée ici est le recours à la simulation numérique. Pour appréhender finement les caractéristiques physiques du problème étudié et se donner les moyens de simuler des bâtiments réels, un nouvel outil de simulation basé sur une approche originale de modélisation couplée thermique / aéraulique / QAI a été développée dans le logiciel Dymola d'EDF R&D en adoptant le formalisme de modélisation défini pour la simulation thermique dynamique des bâtiments, et en exploitant les fonctionnalités existantes pour traiter les problème de thermique du bâtiment. Les principes généraux de cette modélisation orientée-objets, et les modèles de composants d'ambiance ou de réseau qui ont été développés pour les besoins de l'étude (en particulier les modèles empiriques d'épurateurs développés à partir des expérimentations), sont décrits dans le chapitre 3. A partir de cet outil, des simulations considérant un bâtiment type soumis à des sollicitations environnementales correspondant à différentes typologies de climats, de niveaux de pollution de l'air extérieur et de conditions d'exploitation (sources de pollution intérieures, occupation, ventilation, …) réelles ou réalistes ont été réalisées pour reproduire ce que serait le comportement et l'impact des systèmes d'épuration intégrés au bâtiment. L'intérêt de recourir à ces systèmes, de manière générale ou pour des typologies environnementales particulières, a alors été évalué en comparant les expositions et les consommations prédites à celles calculées pour des systèmes et des stratégies de ventilation de référence. L'ensemble des hypothèses et scénarios retenus pour les simulations, les méthodes utilisées pour traiter les informations retournées par le logiciel, et bien sûr les résultats de l'analyse, sont exposés dans le chapitre 5, qui constitue donc à la fois une synthèse et une valorisation des développements expérimentaux et numériques.

Avant d'en arriver là, le chapitre qui suit, à vocation bibliographique, vise à positionner le travail par rapport à l'état des connaissances techniques et scientifiques sur les sujets traités. Sa première partie est ainsi dédiée à une analyse fonctionnelle des techniques d'épuration de l'air et à une synthèse des études scientifiques ayant cherché à caractériser la performance de systèmes CVC. En préambule à la description des modèles numériques qui fait l'objet du chapitre 3, la seconde partie de ce premier chapitre présente également les phénomènes qui régissent le transfert des polluants dans les environnements intérieurs, et les différentes lois qui permettent de les représenter.

Chapitre 2

Systèmes d'épuration et phénomènes de transferts des polluants dans l'air et entre l'air et les matériaux : état des connaissances pour des bâtiments non-industriels

Ce chapitre vise à présenter l'état des connaissances sur les deux composantes de notre étude que sont les systèmes d'épuration de l'air intérieur d'une part, et la modélisation de la Qualité de l'Air Intérieur (QAI) d'autre part. La partie sur les épurateurs d'air se décompose en deux sous-parties : la première, à consonance technique, réalise une analyse fonctionnelle des techniques d'épuration de l'air intérieur et présente le cas échéant les cadres normatif et règlementaire qui les régissent ; la deuxième consiste en une synthèse des études scientifiques menées en vue de la caractérisation de la performance et / ou de l'impact énergétique de ces systèmes. La partie concernant la modélisation intègre elle aussi deux sous-parties traitant de la représentation des processus de transport des polluants de différentes natures à l'intérieur des bâtiments non industriels, puis des outils de simulation existants. Il est important de noter que la modélisation thermique, partie intégrante mais non centrale de ce travail de thèse, ne sera pas abordée dans cette analyse bibliographique.

2.1. Systèmes d'épuration de l'air intérieur

Le principe général de l'épuration de l'air est de réduire le niveau de concentration des polluants présents dans l'air. Ces polluants peuvent être de différents types : des polluants gazeux organiques ou inorganiques, des particules inertes ou des microorganismes. Bien entendu, ils ne peuvent pas tous être épurés de la même façon. Dans ce qui suit, six catégories de techniques d'épuration de l'air, plus ou moins spécifiques à une catégorie de polluant, ont été identifiées. Après avoir expliqué les principes de ces différentes techniques, nous présenterons des études scientifiques dédiées à l'analyse du comportement d'un épurateur d'air, toutes techniques confondues.

2.1.1. Analyse fonctionnelle des techniques d'épuration

Les six sous-parties qui suivent décrivent les bases des phénomènes physico-chimiques mis en jeu pour chacune des techniques d'épuration de l'air implémentées dans des systèmes d'épuration

centralisés (dit CVC). L'objectif est de définir ce qui peut être attendu de chacune de ces techniques en termes d'impact sur la qualité de l'air, d'identifier les contraintes et/ou les contreparties énergétiques liées à leur usage, et dans certains cas, de mettre en avant des éléments au sujet de leur innocuité.

2.1.1.1. Filtration mécanique

La filtration mécanique constitue la technique d'épuration de l'air la plus simple, la plus utilisée et la mieux maitrisée. Elle vise les particules, inertes ou vivantes. Un filtre est un médium poreux composé de fibres synthétiques ou de fibres de verre. Aucun composant ou matériau pouvant servir de nourriture aux microorganismes ne doit être utilisé. De manière générale, le diamètre des fibres, la compacité du filtre et l'épaisseur du médium jouent des rôles importants dans l'efficacité d'un filtre [ROCHEREAU, 2007]. En pratique, les filtres sont caractérisés selon leur fonction et les dimensions des particules préférentiellement visées.

Selon la taille des particules, les filtres mécaniques mettent en jeu quatre modes de captation :

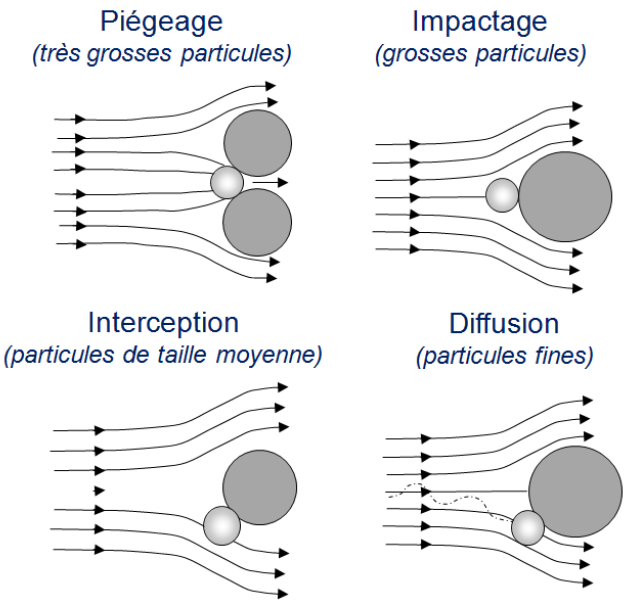


Figure 2.1 : Principes de captation des particules dans un medium filtrant en fonction de leur taille d'après [BLONDEAU, 2006]

- Les plus grosses particules sont majoritairement captées par piégeage (aussi dit tamisage) : les interstices par lesquels passe l'air à travers le médium filtrant étant de plus petite taille que les particules à filtrer, ces dernières viennent se coincer entre les mailles définissant la structure du filtre.
- La filtration des particules possédant une masse suffisante s'effectue aussi par impactage : ces particules ayant une inertie non négligeable, elles ne peuvent suivre les lignes de courant qui contournent l'obstacle formé par la structure du filtre. L'impact qui s'ensuit contribue à lier les particules au médium filtrant.
- Dans les filtres sans forte compacité, les particules de taille moyenne ne peuvent être filtrées par un phénomène mécanique. Mais elles peuvent être captées par le biais de forces électrostatiques qui s'exercent entre les particules et le média filtrant au passage de l'air dans les interstices poreux : c'est le phénomène dit d'interception.

- Les particules ultra fines (particules inférieures à 1 µm) sont captées suivant le même principe d'attraction électrostatique. La seule différence réside dans le fait que ces particules de très petite taille ne suivent pas nécessairement les lignes de courant. Elles circulent plus ou moins librement dans l'air par diffusion Brownienne, justifiant ainsi les contacts avec les fibres au sein du filtre et leur captation par les forces électrostatiques.

Dans les faits, les particules de toutes tailles peuvent donc être captées par chacun des mécanismes décrits ci-dessus, mais dans des proportions qui diffèrent suivant la taille et la compacité du filtre (Figure 2.2). En sommant ces contributions, on constate que les particules les moins bien captées dans un filtre sont celles dont la taille est de l'ordre de 0,25 µm. On les désigne par l'acronyme MPPS, pour *Most Penetrating Particle Size*.

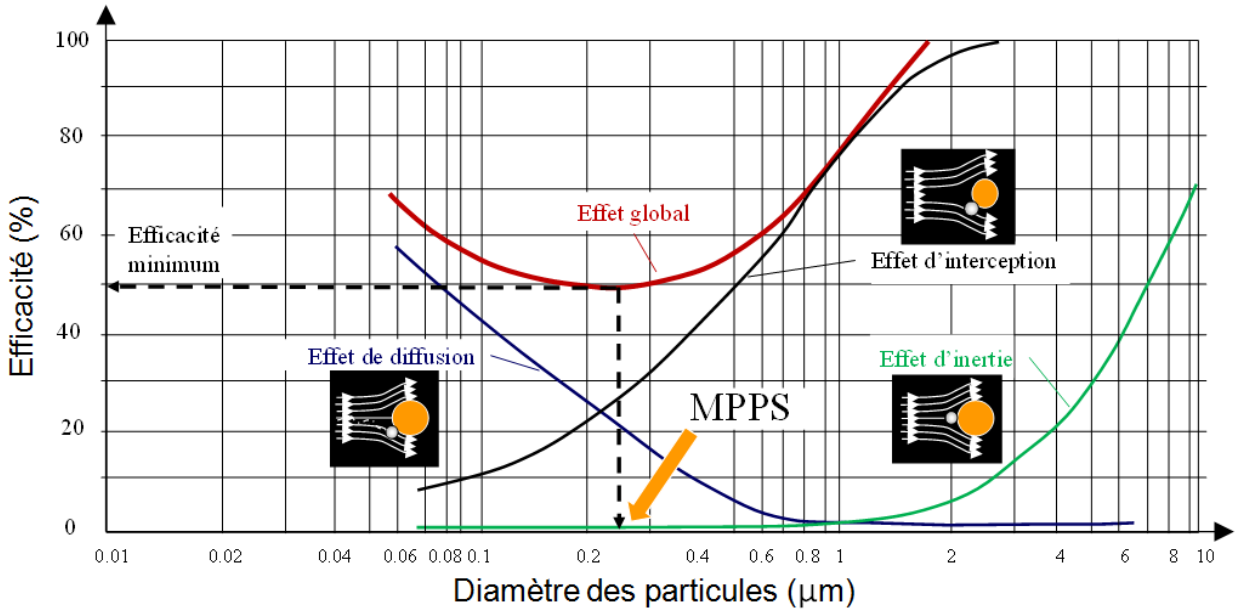


Figure 2.2 : Variation de l'efficacité d'un filtre en fonction de la taille des particules

Certains traitements permettent d'améliorer les capacités filtrantes d'un filtre :

- Pour accentuer le phénomène d'interception, le médium filtrant peut être traité avec des polymères, c'est-à-dire plastifié, pour le rendre plus adhérent.
- Les filtres électrostatiques passifs, dits filtres électrets, utilisent des médias synthétiques chargés électrostatiquement en usine pour amplifier les effets d'attraction électrostatique et augmenter l'efficacité de captation des particules de petite et moyenne taille. Naturellement, ces effets s'affaiblissent avec le temps à cause de la perte des charges électrostatiques. GINESTET et PUGNET [1997] ont comparé dans une étude l'efficacité de 18 filtres dont 7 électrostatiques. Leurs performances ont été prouvées dans certains cas comme par exemple le traitement des particules issues de la combustion du bois [WHEELER, 2011].
- Il existe aussi des filtres dits biostatiques : le média filtrant est traité avec une substance biocide de manière à inactiver les microorganismes contenus dans l'air filtré, et pour éviter que le média filtrant ne devienne lui-même un lieu de prolifération de ces microorganismes, et génère des problèmes d'odeur par le dégagement de COV (Composés Organiques Volatils)) microbiens. L'efficacité de ce traitement a été prouvée pour un grand nombre de microorganismes [CECCHINI, 2004], sans dégrader les performances du filtre [VERDENELLI, 2003]. Mais certains microorganismes y restent tout de même insensibles et continuent de se développer et de se multiplier [MIASKIEWISC-PESKA, 2011]. De plus, certains biocides chimiques émettent des substances nocives pour la santé. Pour contourner ce problème,

certains fabricants proposent désormais des filtres à base d'ions argent (létaux pour divers microorganismes) encapsulés dans le médium.

En plus de varier en fonction de la taille des particules, l'efficacité des filtres mécaniques varie en fonction du temps à cause du colmatage progressif du filtre : plus un filtre est colmaté, plus il retient de particules et donc plus son efficacité augmente. Ainsi, un filtre usagé présentera toujours une meilleure efficacité qu'un filtre neuf, sauf dans le cas d'un filtre électret. Mais le contrecoup de ce regain d'efficacité, illustré Figure 2.3, est l'augmentation de la perte de charge induite par le filtre avec le colmatage [RAYNOR, 2003].

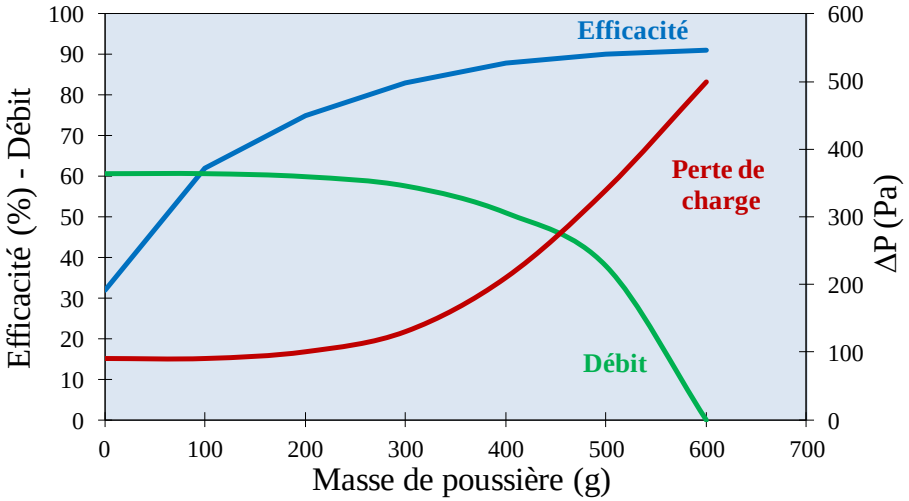


Figure 2.3 : Allures des évolutions de l'efficacité, de la perte de charge et du débit d'air traité en fonction du colmatage du filtre [BLONDEAU, 2006]

Cette augmentation de la perte de charge contribue à réduire le débit traité par le système, avec des conséquences immédiates sur le niveau de pollution intérieure et la consommation énergétique du (des) ventilateur(s). Pour que les filtres à particules utilisés dans les installations de ventilation remplissent leur fonction sans nuire à d'autres composantes de la QAI, ils doivent donc être remplacés, ou nettoyés dans certains cas, dès lors que leur perte de charge induite atteint une valeur limite fixée par le fabricant.

En pratique, ces considérations ont des répercussions sur le choix des filtres. Les filtres sont classés en fonction de leur efficacité selon deux normes européennes : l'EN 779:2012 et l'EN 1822:2009. Dans ces normes, l'efficacité des filtres est définie comme une efficacité moyenne, ou intégrée, sur une période de temps déterminée par l'augmentation de la perte de charge du filtre, de sa valeur à l'état neuf à une valeur prédéfinie correspondant à sa perte de charge maximale admissible.

La norme EN 779:2012 définit les performances des filtres mécaniques pour la ventilation générale. Les filtres sont regroupés en trois catégories : grossiers, moyens et fins comme indiqué Tableau 2.1.

La norme EN 1822:2009 classe les filtres à Très Haute Efficacité (THE) en 8 classes réparties en trois groupes : E pour EPA (filtres à haute efficacité), H pour HEPA (filtres à très haute efficacité) et U pour ULPA (filtres à très faible pénétration). Le Tableau 2.2 détaille les performances requises pour chacun des groupes.

Classification des filtres selon la norme EN 779:2012 (1)					
Groupe	Classe	Perte de charge finale (test) (Pa)	Rendement gravimétrique moyen (Am) sur la poussière synthétique (%)	Efficacité particulaire moyenne (E_m) sur des particules de 0,4 µm (%)	Efficacité minimale (2) sur des particules de 0,4 µm (%)
Grossiers	G1	250	$50 \leq A_m < 65$	-	-
	G2	250	$65 \leq A_m < 80$	-	-
	G3	250	$80 \leq A_m < 90$	-	-
	G4	250	$90 \leq A_m$	-	-
Moyens	M5	450	-	$40 \leq E_m < 60$	-
	M6	450	-	$60 \leq E_m < 80$	-
Fins	F7	450	-	$80 \leq E_m < 90$	35
	F8	450	-	$90 \leq E_m < 95$	55
	F9	450	-	$95 \leq E_m$	70

Remarques :

(1) Les caractéristiques de la poussière atmosphérique varient fortement par rapport à celles de la poussière synthétique utilisée dans les tests. De ce fait, les résultats des tests ne permettent de garantir ni les performances opérationnelles ni la durée de vie. La perte de l'effet électrostatique ou le relargage de fibres peuvent aussi remettre en cause l'efficacité.

(2) L'efficacité minimale est la plus basse de l'une des trois valeurs suivantes : efficacité initiale, efficacité après perte de l'effet électrostatique ou efficacité pendant toute la procédure de charge du test

Tableau 2.1 : Classification des filtres à air d'après la norme EN 779:2012, entrée en vigueur en mars 2012

Classification des filtres selon la norme EN 1822:2009				
Classe de filtre	Valeur globale		Valeur locale	
	Efficacité (%)	Pénétration (%)	Efficacité (%)	Pénétration (%)
E10	≥ 85	≤ 15	-	-
E11	≥ 95	≤ 5	-	-
E12	≥ 99,5	≤ 0,5	-	-
H13	≥ 99,95	≤ 0,05	≥ 99,75	≤ 0,25
H14	≥ 99,995	≤ 0,005	≥ 99,975	≤ 0,025
H15	≥ 99,9995	≤ 0,0005	≥ 99,9975	≤ 0,0025
U16	≥ 99,99995	≤ 0,00005	≥ 99,99975	≤ 0,00025
U17	≥ 99,999995	≤ 0,000005	≥ 99,9999	≤ 0,0001

Tableau 2.2 : Classification des filtres à air d'après la norme EN 1822:2009 (les efficacités définies sont des efficacités minimales concernant la dimension de la particule la plus pénétrante, dit MPPS pour *Most Penetrating Particule Size*)

On peut noter que dans ce cadre normatif, les performances sont définies pour des filtres neufs. Néanmoins, le CETIAT [2009] montre dans son étude la variabilité des performances initiales selon les produits, les filtres testés étant tous classés dans la catégorie F7 suivant la classification de la norme EN 779:2012 (Figure 2.4). On remarque que pour une même efficacité initiale minimum, tous

ces filtres n'ont pas le même comportement et pas la même perte de charge, celle-ci pouvant passer du simple au double.

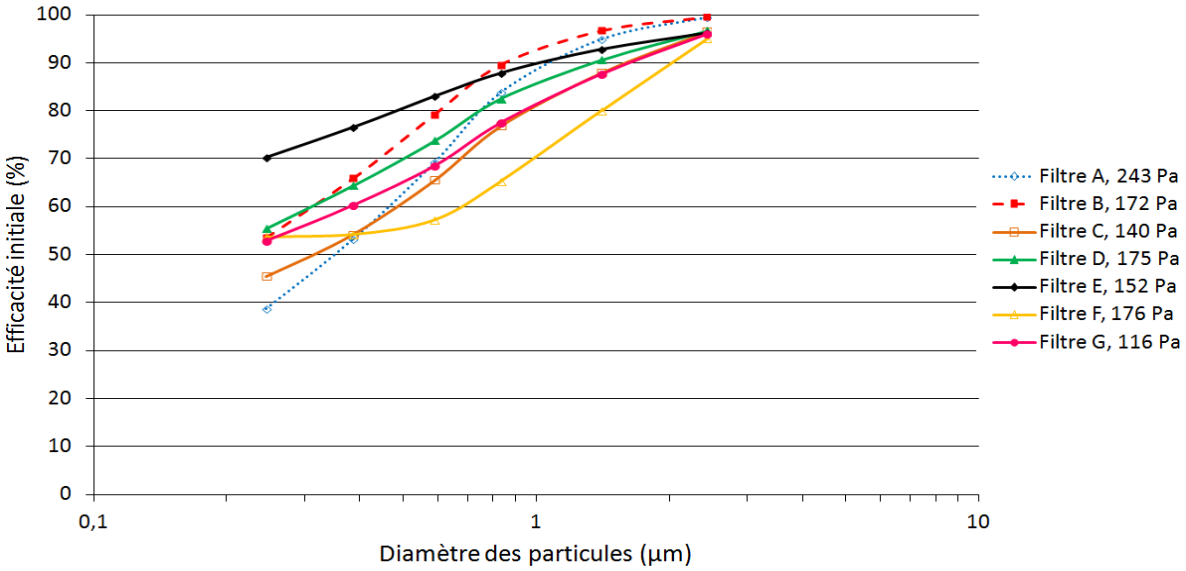


Figure 2.4 : Performances initiales de filtres de ventilation générale F7 testés à 5000 $m^3.h^{-1}$ [CETIAT, 2009]

La sélection des filtres doit se faire en respectant les réglementations, en l'occurrence le code du travail pour les bâtiments tertiaires, qui fixe les conditions de ventilation et de filtration dans les locaux à pollution non spécifique, c'est-à-dire les pièces pour lesquelles la pollution ne provient que de la présence des personnes, à l'exclusion des locaux sanitaires. Il est mentionné dans l'article R.235-2-6 que *« le maître d'ouvrage doit prévoir un système de filtration de l'air neuf quand il existe un risque de pollution de cet air et que son introduction est mécanique »*. Les conditions de filtration sont alors précisées dans la circulaire du 09/05/1985 : un filtre d'efficacité supérieure à 90 % gravimétrique (équivalent à la classe G4 selon la norme EN 779:2012) doit être mis en place au niveau de la prise d'air extérieur. L'article R.232-5-4 stipule par ailleurs que « *l'air envoyé après recyclage dans les locaux à pollution non spécifique doit être filtré* » et que « *la filtration de l'air recyclé sera considérée satisfaisante si l'efficacité du système est supérieure à 50 %* » (équivalent à la classe M5 selon la norme EN 779:2012).

Pour aller plus loin, il est possible de suivre de façon volontaire les préconisations de normes ou d'acteurs habilités du secteur du traitement de l'air. Sans entrer dans les détails de ces préconisations, nous pouvons notamment citer :

- Les recommandations d'Uniclima [UNICLIMA, 1999], le syndicat professionnel des industries aérauliques, thermiques et frigorifiques ;
- La norme NF EN 13379 [AFNOR, 2007], qui définit différents niveaux de qualité pour l'air neuf, différentes catégories de qualité souhaitée pour l'air intérieur, et les étapes de filtration d'air à mettre en place pour passer d'une catégorie à une autre ;
- La norme NF ISO 16814 [AFNOR, 2010], dans laquelle deux types de recommandations sont proposés suivant que le concepteur cherche à améliorer la QAI, ou simplement à protéger les équipements.

Tout ce qui précède considère l'efficacité des filtres vis-à-vis des particules. Des études montrent également une efficacité d'abattement des filtres mécaniques vis-à-vis de l'ozone [BEKÖ, 2007]. Cependant, la filtration s'apparente dans ce cas à une adsorption chimique, caractérisée par une réaction de décomposition de l'ozone à la surface des fibres. Elle donne lieu à une production de polluants secondaires, certes en faible quantité mais que la communauté ne peut ignorer

[DESTAILLATS, 2011]. ZHAO et al. [2007] ont étudié l'impact de 14 filtres différents sur l'ozone et montre que suivant le fabricant, les performances diffèrent. L'amélioration de la QAI, c'est-à-dire la diminution des concentrations de polluants dans l'air intérieur des bâtiments, a néanmoins été démontrée pour cette technique d'épuration. En revanche, SKULBERG et al. [2011] montrent que malgré l'amélioration de la QAI, aucun résultat n'est détectable sur la santé. On notera cependant que seulement deux bâtiments ont été testés : il faudrait pouvoir traiter plus de cas pour valider cette observation.

2.1.1.2. Filtration moléculaire

Les filtres dits moléculaires captent les molécules gazeuses contenues dans l'air par adsorption à la surface d'un matériau poreux. Cette technique est utilisée depuis des décennies dans l'industrie pour la séparation des gaz ou l'épuration des effluents thermiques avant rejet. Les filtres à adsorbants ont fait leur apparition dans les bâtiments résidentiels et tertiaires il y a une quinzaine d'années.

Au sens strict, tous les solides sont des adsorbants. Cependant, seuls les adsorbants ayant une surface spécifique suffisante peuvent avoir des applications pratiques. Des études comparent des matériaux naturels et des matériaux artificiels [ZAITAN, 2013]. Les adsorbants industriels présentent généralement des surfaces spécifiques variant de 100 à quelques milliers de m^2/g. Ces adsorbants sont nécessairement microporeux (taille des pores inférieure à 2 nm) ou mésoporeux (taille des pores comprise entre 2 et 50 nm). Le Tableau 2.3 présente les principales caractéristiques d'un certain nombre d'adsorbants industriels.

Adsorbant	Surface spécifique [m^2/g]	Taille moyenne des pores [nm]	Porosité interne	Masse volumique apparente [kg/m^3]	Polluants cibles
Charbons actifs	400 à 2000	1,0 à 4,0	0,4 à 0,8	300 à 600	COV, COSV
Zéolites	500 à 800	0,3 à 0,8	0,3 à 0,4	600 à 750	H_2O, NO_x
Gels de silice	600 à 800	2,0 à 5,0	0,4 à 0,5	700 à 800	H_2O
Alumines activées	200 à 400	1,0 à 6,0	0,3 à 0,6	800 à 950	H_2O

Tableau 2.3 : Principales caractéristiques des adsorbants industriels, d'après [SUN, 2003]

Les charbons actifs et, dans une moindre mesure, les zéolites constituent les deux principaux matériaux utilisés dans les épurateurs d'air. Les charbons actifs peuvent être obtenus à partir d'un grand nombre de matériaux carbonés (bois, charbon, noix de coco, résidus pétroliers, …) par des processus d'activation contrôlés. Par l'exposition à différents gaz sous pression, ces processus d'activation contribuent à augmenter la porosité du matériau de base, mais aussi et surtout à générer une distribution en taille des pores en relation avec les applications auxquelles est destiné le médium. Les zéolites ou « zéolithes » sont des composés minéraux voisins des argiles. Elles peuvent être naturelles ou synthétisées artificiellement.

De nombreuses études comparant les performances de ces matériaux ont été réalisées. Certaines étudient l'impact de la préparation industrielle (IZQUIERDO et al. [2012] comparent par exemple plusieurs températures et temps d'activation), d'autres étudient le conditionnement du matériau, comme NAVARRI et al. [2001] qui comparent les efficacités du charbon actif pulvérulent et des fibres de charbon actif. SONG et al. [2005] ont étudié quant à eux l'influence de la taille des pores et des surfaces spécifiques associées, WORASUWANNARAK et al. [2003] l'influence de la température du prétraitement (entre 200 et 270 °C). MATSUMOTO et al. [2009] montrent que, suivant le polluant visé, ce n'est pas le même adsorbant qu'il faudrait utiliser.

L'épuration de l'air dans un filtre à adsorption fait appel à trois phénomènes physico-chimiques différents que sont l'advection, la diffusion et l'adsorption. La Figure 2.5 illustre ces trois phénomènes. L'advection désigne le transport des molécules de polluants par le flux d'air qui traverse le filtre en passant autour des grains ou des fibres de matériau adsorbant. Au cours de ce cheminement, des molécules gazeuses migrent vers l'intérieur des grains ou des fibres par diffusion dans les pores du matériau. Au terme de cette diffusion interviennent alors les phénomènes d'adsorption : certaines molécules contenues dans l'air des pores se lient à leur surface. L'adsorption constitue donc le phénomène de filtration proprement dit, l'advection et la diffusion définissant les modes de transfert des polluants dans le filtre.

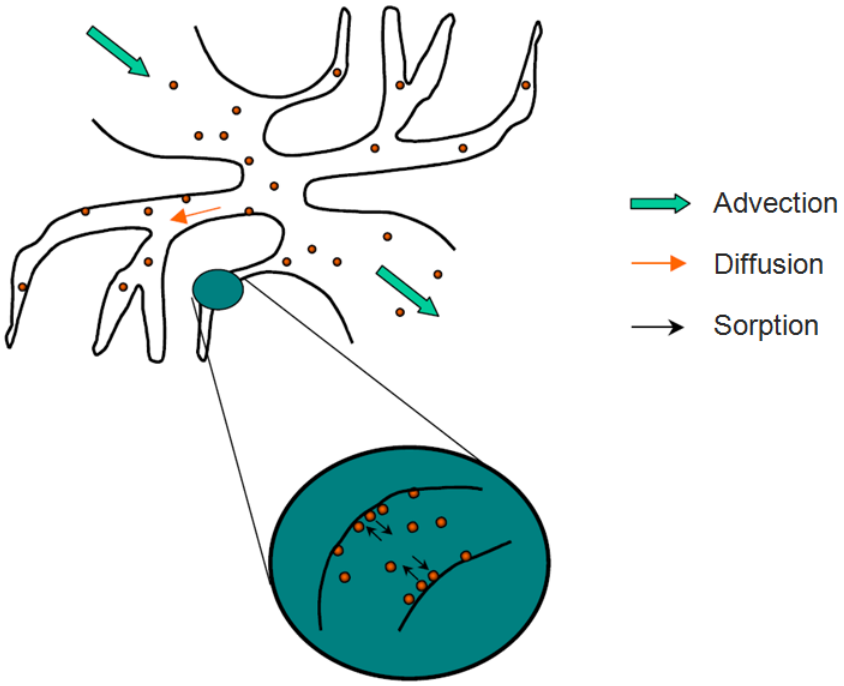


Figure 2.5 : Transport des polluants gazeux dans un filtre par adsorption d'après [BLONDEAU, 2006]

Il existe deux types d'adsorption :

- L'adsorption physique : les molécules polluantes sont liées à la surface par des forces électrostatiques relativement faibles (type Van der Walls). C'est un phénomène réversible : elles peuvent être réémises dans l'air si les conditions environnementales changent à l'entrée du filtre. Après un certain temps, l'adsorbant arrive à saturation, la totalité de sa surface spécifique étant couverte de polluants : il doit être renouvelé. A noter que le temps de saturation est différent suivant les polluants et les matériaux, comme l'ont par exemple montré POPESCU et al. [2013] ou HAGHIGHAT et al. [2008].
- L'adsorption chimique : le polluant établit une liaison chimique forte avec la surface. C'est un phénomène irréversible, ou partiellement réversible, qui peut entrainer deux types de réactions : soit les molécules de polluants forment un complexe avec la surface, le nombre de sites actifs de surface disponible pour l'adsorption diminue au fil du temps et l'adsorbant perd son efficacité et doit être renouvelé périodiquement. Soit la surface induit une réaction catalytique : des produits de réaction peuvent alors être désorbés et émis dans l'air.

L'efficacité de cette technique dépend de la capacité d'adsorption du matériau utilisé qui dépend de la surface spécifique du matériau, des propriétés physiques de surface qui déterminent l'affinité pour les polluants, de la concentration du polluant dans l'air, de la température et de l'humidité relative. Des études sur la durabilité des performances dans le temps ont été réalisées. NOZAKI et al. [2011] montrent la dégradation des performances des adsorbants dans le temps due au « stockage » des polluants dans le média qui entraine une saturation progressive des sites actifs de surface. Le filtre

doit alors être renouvelé ou régénéré périodiquement pour maintenir une efficacité minimale. CHEN et al. [2013] et LE CLOIREC [2012] montrent dans deux études distinctes que les systèmes de régénération sont prometteurs. Une problématique de la filtration moléculaire dans les bâtiments, qui est directement liée à la variabilité de la capacité d'absorption du média absorbant en fonction de la température et de la concentration des espèces dans l'air, est que des molécules adsorbées peuvent être réémises dans l'air au gré des variations des conditions environnementales à l'entrée du filtre.

Une autre problématique fait aujourd'hui l'objet de nombreuses études : la co-adsorption humidité / polluant. Dans l'air, la vapeur d'eau est présente à des niveaux de concentration bien plus importants que les polluants. Elle peut elle aussi être adsorbée à la surface des matériaux poreux et ainsi diminuer la disponibilité des sites actifs, ce qui a comme conséquence immédiate de diminuer l'efficacité du filtre. Cette problématique, qui sera détaillée dans le paragraphe 2.1.3.2.3, ne semble néanmoins pas préjudiciable dans le cas d'application à des bâtiments non-industriels.

2.1.1.3. Ionisation de l'air et filtration électronique

Ici, le terme d'ion est utilisé pour désigner tous types d'éléments chargés électriquement dont le mouvement est influencé par les champs électriques. Les effets des ions sur la santé constituent depuis longtemps une question très controversée. La majorité des chercheurs rapportent des effets bénéfiques des ions négatifs sur la santé, quoique généralement de faible amplitude [GILET, 1992].

L'ionisation de l'air est une technique d'épuration basée sur l'utilisation de l'électricité. Les phénomènes mis en jeu sont relativement complexes puisqu'ils combinent des effets électriques, chimiques et physiques. YUN et SEO [2013] montrent que l'ionisation est efficace autant vis-à-vis des gaz que des microorganismes. La Figure 2.6 présente schématiquement les mécanismes physico-chimiques qui font suite au passage de l'air dans un champ électrique de fort voltage, et les différentes exploitations qui peuvent en être faire pour le traitement de l'air.

Tout d'abord, le passage de l'air dans un champ électrique va contribuer à produire des petits ions positifs et négatifs.

En 1, ce sont ces petits ions négatifs, à la durée de vie très courte, qui auraient un effet bénéfique sur la **santé** et constituent le principal effet recherché pour les systèmes qui s'affichent comme étant des ioniseurs d'air.

En 2, une partie de ces petits ions négatifs vont également contribuer à décomposer les polluants gazeux présents dans l'air par le biais de réactions chimiques en cascade qu'ils induisent : c'est le phénomène de **plasma froid**.

En 3, les petits ions négatifs qui ne réagissent pas avec les polluants gazeux vont se fixer sur les particules en suspension dans l'air, contribuant à les charger négativement. Ces particules négatives produites vont se fixer sur les surfaces du bâtiment de charge positive (mobilier, tissus, …) ou former des agglomérats qui vont sédimenter. C'est un premier principe de filtration électronique des particules appelé **ionisation simple**.

En 4, le deuxième moyen par lequel on peut filtrer électroniquement consiste à utiliser les ions positifs produits : les petits ions positifs vont se lier aux particules, leur conférant ainsi une charge positive. Ces particules vont ensuite être récupérées sur un médium de charge électrique inverse (négative). C'est ce qu'on appelle la **précipitation électrostatique** ou de manière plus générique la **filtration électronique des particules**. Les particules contenues dans l'air sont généralement ionisées positivement en appliquant un potentiel électrique de 6 à 25 kV sur un fil ou une électrode placée au centre d'une autre électrode ou de plaques reliées à la terre. Certaines études évaluent le

coût énergétique lié à cette consommation [CORMIER, 2003]. Suivant les configurations, on trouve, ou non, un système de récupération des particules basé sur le principe d'attraction entre éléments de charge électrique opposée. Ce collecteur peut être un filtre chargé négativement grâce au passage d'un courant électrique (cas le plus courant pour les unités mobiles), un système de plaques parallèles chargées négativement, ou encore un système composé de plaques parallèles chargées positivement (6 à 12 kV) entre lesquelles sont intercalées des plaques reliées à la terre. Quel que soit le cas, il faut régulièrement nettoyer ou changer le(s) récupérateur(s).

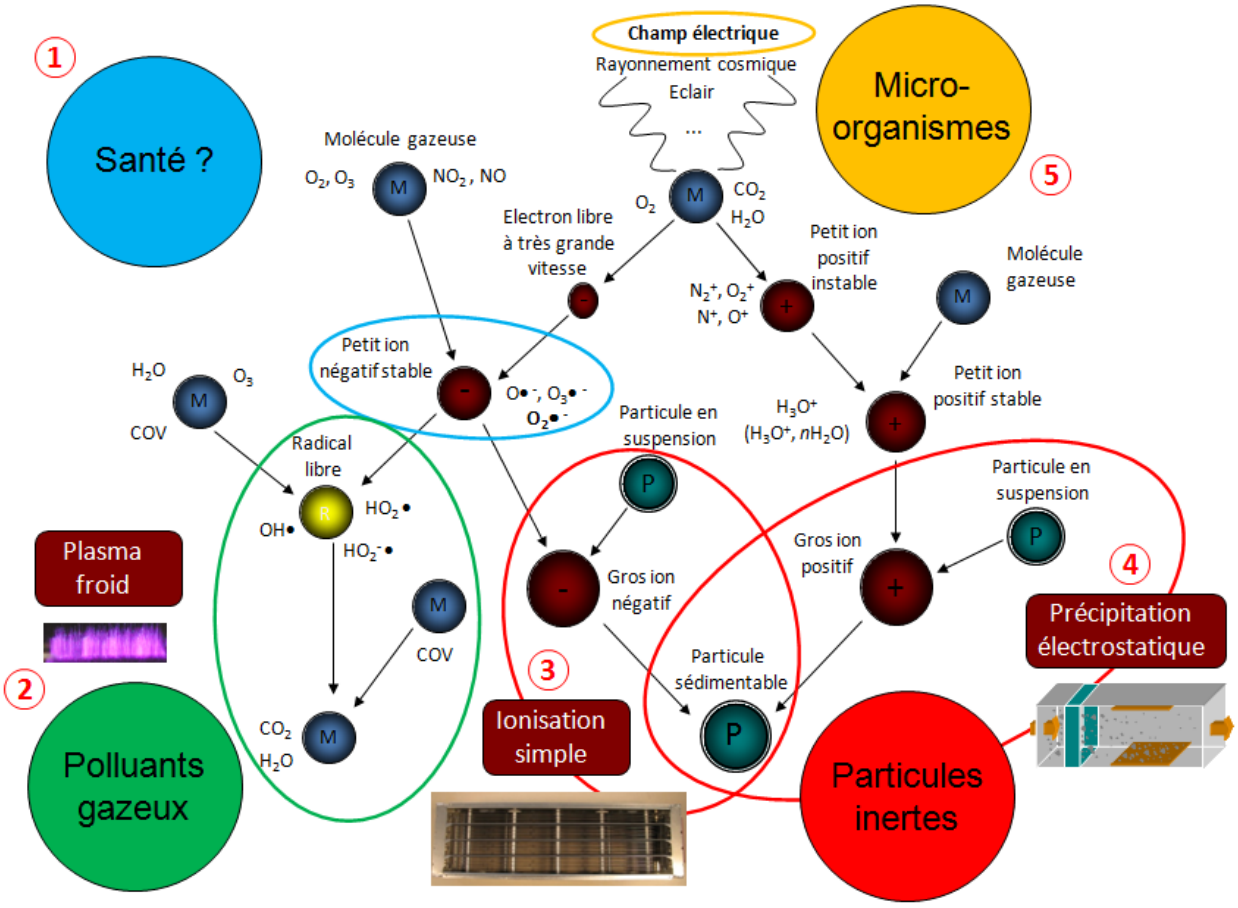


Figure 2.6 : Illustration des mécanismes physico-chimiques induit par l'ionisation de l'air et leur mode d'action sur les polluants et la santé, d'après [DANIELS, 2002]

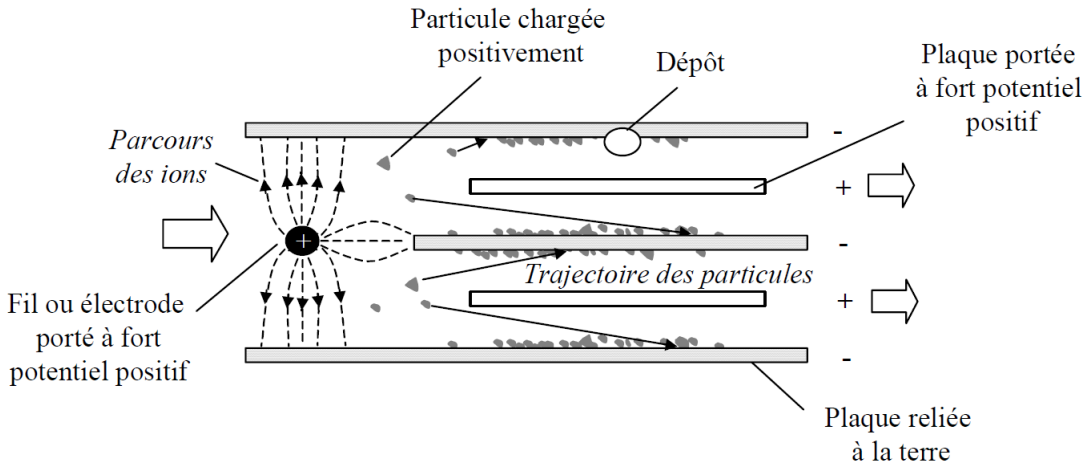


Figure 2.7 : Exemple de précipitateur électrostatique utilisé en unité de gaine d'après [BLONDEAU, 2006]

En 5, l'effet électrique direct ainsi que la production de certains composés aux pouvoirs bactéricides et sporicides élevés (radicaux libres OH• et HO_2•), issus de la décomposition des polluants gazeux, participent à la destruction des microorganismes.

Les précipitateurs électrostatiques présentent des efficacités de captation très élevées dans une large gamme de particules, démontrée depuis des années [GABBAY, 1990] et encore aujourd'hui [SHIUE, 2011], y compris dans le domaine submicronique [HAPP, 1966] [PARK, 2011] et pour des vitesses de circulation de l'air faibles, entre 0,8 et 1,8 $m.s^{-1}$. D'une manière générale, l'efficacité diminue quand la taille des particules diminue, quand la vitesse d'air augmente, et au fur et à mesure que les plaques faisant office de collecteurs se chargent en particules. La diminution de l'efficacité pour des vitesses d'air élevées trouve son explication dans le fait que l'augmentation de la vitesse d'air contribue à augmenter l'énergie cinétique des particules qu'il transporte. La longueur des plaques collectrices étant limitée, les particules animées d'une vitesse suffisante peuvent alors passer à travers l'appareil sans y être captées par l'effet des forces d'attraction et de répulsion électrostatiques.

La baisse de performance au fil du temps s'explique quant à elle assez facilement par le fait que l'accumulation de particules à la surface des collecteurs tend à réduire les forces d'attraction électrostatiques. Cela signifie que les plaques collectrices doivent être nettoyées périodiquement pour que le système reste efficace.

Enfin, les faibles efficacités pour des particules de petite taille résultent d'une moindre captation des charges électriques dans l'ioniseur que pour des tailles de particules plus importantes.

De plus en plus d'études sont également menées sur l'innocuité des systèmes utilisant l'ionisation. Il y a deux problématiques : l'une concerne la production d'ozone au passage de l'air à travers le champ électrique de fort voltage ; l'autre concerne l'oxydation potentiellement incomplète dans le cadre d'une application de l'effet de plasma froid qui entraîne la production de composés secondaires non désirés. La partie 2.1.3.3 sera dédiée à la problématique de l'innocuité des systèmes.

2.1.1.4. Photocatalyse

La photocatalyse est une technique d'épuration qui vise prioritairement les polluants gazeux et plus particulièrement les composés organiques contenus dans l'air. On peut distinguer deux formes de photocatalyse :

- La photocatalyse homogène, qui met en jeu des éléments (réactifs + catalyseur) appartenant à une même phase,
- Et la photocatalyse hétérogène qui, par opposition, met en jeu des réactifs et un catalyseur de phases différentes (gaz / solide ou liquide / gaz).

Dans le cadre des applications liées à l'épuration de l'air intérieur, seule la photocatalyse hétérogène est utilisée. Le principe actif est simple : la minéralisation des composés organiques, c'est-à-dire leur décomposition en dioxyde de carbone et en eau. Le processus d'oxydation photocatalytique met toutefois en jeu une succession de phénomènes physico-chimiques complexes. Comme l'indique très justement BULTEAU [2004], les étapes du processus régissant la photocatalyse sont similaires à celles observées dans le cas de l'adsorption par des matériaux poreux (partie 2.1.1.2), les réactions en surface constituant la seule étape supplémentaire (Figure 2.8).

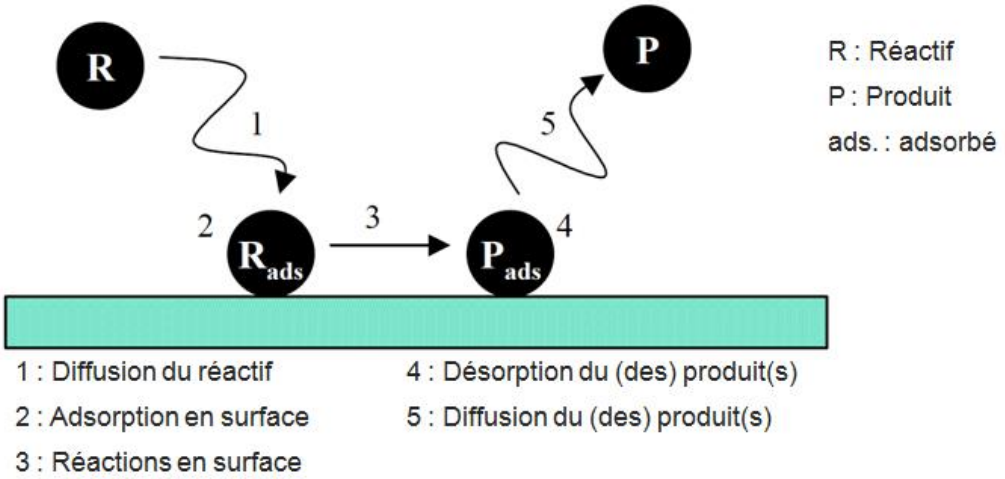


Figure 2.8 : Phénomènes physico-chimiques impliqués dans le processus de photocatalyse hétérogène, d'après [BULTEAU, 2004]

La réaction est initiée par une lampe à ultra-violets qui irradie la surface du semi-conducteur. L'intensité et le type d'irradiation UV constituent deux paramètres essentiels de l'efficacité de conversion photocatalytique. La majorité des réacteurs photocatalytiques utilisent des UV-A (200 nm < λ < 280 nm). Les UV-C (315 nm < λ < 400 nm) ont l'avantage d'être bactéricides (voir la partie 2.1.1.5 qui traite du rayonnement ultraviolet germicide), mais ils présentent également un danger pour les yeux et la peau et sont, de ce fait, beaucoup moins employés. Pour produire ces rayonnements UV, les lampes les plus utilisées sont les lampes à arc au xénon, les lampes fluorescentes, les lampes à lumière noire et les lampes au mercure basse, moyenne et haute pression. De nombreuses études sont menées sur les sources d'UV pour optimiser les performances : comparaison de plusieurs lampes [KIBANOVA, 2012], utilisation de LED [JO, 2012], utilisation de la lumière solaire [CHING, 2014]. La disponibilité de plus en plus forte de fibres optiques à un coût raisonnable peut à terme fortement influencer l'offre technologique de ce type d'épurateur [WU, 2013], soit en permettant une meilleure distribution de la lumière produite par les lampes sur la surface du catalyseur, et donc une plus grande efficacité du système, soit en tant que vecteur de transfert de lumière solaire [CHOI, 2001]. Il existe une multitude de réacteurs photocatalytiques. MO et al. [2009] ont réalisé une compilation de différents types de réacteurs.

Dans la réaction de surface, le semi-conducteur joue le rôle de catalyseur. Lorsqu'il est soumis au rayonnement UV, des paires électron (e-) / trou (h+) peuvent se former dans le semi-conducteur par absorption de photons dont l'énergie est supérieure à la bande interdite (différence d'énergie entre la bande de conduction et la bande de valence du semi-conducteur, propre à chaque semi-conducteur) : ce transfert d'électrons est le mécanisme initiateur du processus d'oxydation photocatalytique. Les porteurs de charge ainsi créés peuvent soit se recombiner, soit se séparer et être piégés à la surface du semi-conducteur. En présence d'oxygène et d'eau, les porteurs piégés forment alors des radicaux libres (O2•- et OH•) qui sont des espèces très oxydantes susceptibles de décomposer les polluants gazeux, et notamment les composés organiques (Figure 2.9).

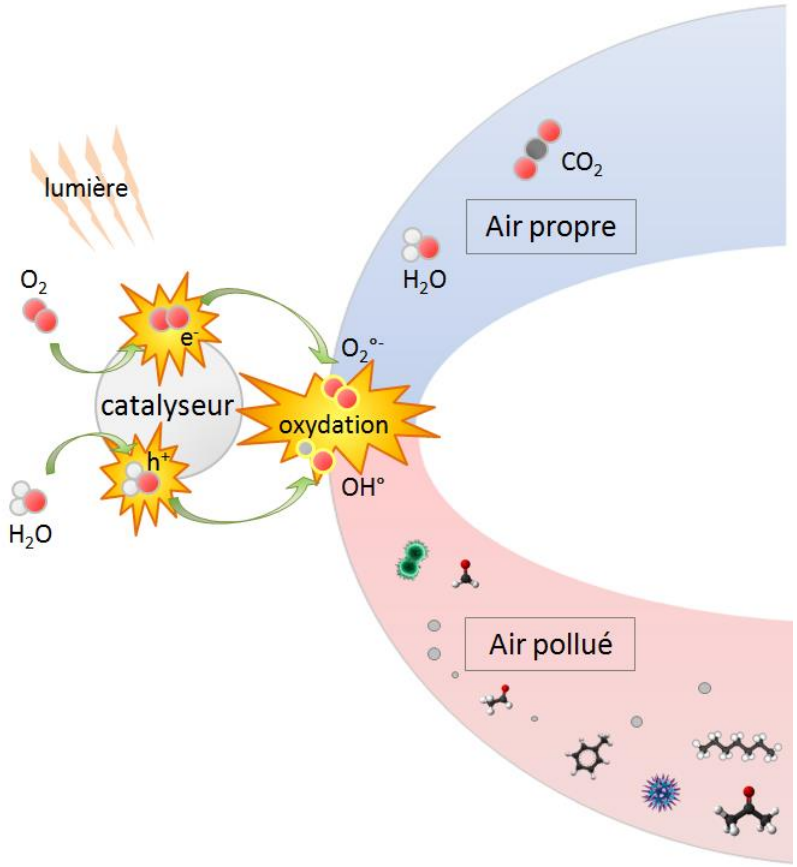


Figure 2.9 : Représentation schématique du mécanisme de dégradation photocatalytique

Plusieurs semi-conducteurs présentent une énergie de bande interdite (E_{bi}) compatible avec le principe de la photocatalyse, c'est-à-dire une E_{bi} suffisamment faible pour que l'énergie lumineuse absorbée puisse promouvoir le transfert d'électrons de la bande de valence à la bande de conduction, mais dans le même temps une E_{bi} suffisamment élevée pour limiter la recombinaison des charges (Tableau 2.4).

Semi-conducteur	Energie de bande utile (E_{bi} en eV)
Trioxyde de tungstène (WO_3)	2,8
Oxyde ferrique (α-Fe_2O_3)	3,1
Dioxyde de titane (TiO_2)	3,2
Titanate de strontium ($SrTiO_3$)	3,2
Oxyde de zinc (ZnO)	3,2
Sulfure de zinc (ZnS)	3,6

Tableau 2.4 : Semi-conducteurs pouvant faire office de photocatalyseur

Comme le souligne BULTEAU [2004], le dioxyde de titane reste néanmoins de loin le semi-conducteur le plus utilisé dans les unités de filtration photocatalytique, ceci pour quatre raisons principales :

- Il est peu onéreux, non toxique et très stable ;
- Il assure, à température ambiante, la minéralisation des principales familles de polluants organiques de l'air intérieur ;
- Parmi tous les oxydes de métaux, il est celui qui présente souvent les plus grandes vitesses d'oxydation ;

- Il ne requiert aucun additif chimique.

Dans la quasi-totalité des applications existantes, le dioxyde de titane est utilisé sous sa forme pure (TiO_2). L'efficacité dépend du polluant visé. Certaines études tentent de déterminer des tendances d'efficacité en fonction de la famille chimique du polluant [YU, 2006]. Certaines stratégies sont également à l'étude pour tenter d'améliorer les efficacités les plus faibles, par exemple en augmentant la turbulence au sein du réacteur par l'ajout de rugosités [ZHANG, 2012].

Une réaction de photocatalyse hétérogène peut donc être globalement assimilée à une réaction d'oxydoréduction se produisant à la surface d'un semi-conducteur. Les produits de dégradation complète sont le dioxyde de carbone (CO_2) et la vapeur d'eau (H_2O), deux espèces inoffensives pour la santé. Néanmoins, le processus de décomposition fait intervenir différentes espèces intermédiaires qui peuvent être désorbées avant la minéralisation complète et peuvent ainsi être émises dans l'air. Citons par exemple le cas de l'éthanol dont le mécanisme d'oxydation photocatalytique a été décrit par NIMLOS et al. [1996] :

éthanol		acétaldéhyde		acide acétique		formaldéhyde		acide formique		
C_2H_6O	$\longrightarrow$	C_2H_4O	$\longrightarrow$	$C_2H_4O_2$	$\longrightarrow$	CH_2O	$\longrightarrow$	CH_2O_2	$\longrightarrow$	$CO_2 + H_2O$

Si le temps de séjour de l'air dans le photocatalyseur n'est pas suffisant, il peut sortir de l'appareil du formaldéhyde, c'est-à-dire une substance beaucoup plus nocive pour la santé que l'éthanol. C'est la raison pour laquelle les questions d'efficacité de la photocatalyse ne peuvent être traitées sans faire mention des problèmes d'innocuité qui se posent inévitablement dès lors que l'on recoure à cette technique. C'est ce qui fait de la photocatalyse un sujet très controversé aujourd'hui et, par conséquent, très étudié. FARHANIAN et HAGHIGHAT [2014] ont réalisé une étude en vue d'identifier et de quantifier les polluants secondaires, DEBONO [2011] a proposé une étude de compréhension des réactions intermédiaires, DESTAILLATS et al. [2012] ont étudié les paramètres influençant la production de polluants secondaires dans le but d'initier des études permettant de trouver des solutions pouvant remédier à ce problème. Cette problématique sera détaillée dans le paragraphe 2.1.3.3 concernant l'innocuité des systèmes.

Une autre problématique est la diminution de l'efficacité lors de la dégradation de plusieurs polluants simultanément. WANG et al. [2007] et CHEN et ZHANG [2006] par exemple montrent dans deux études distinctes que l'épuration simultanée de plusieurs polluants est moins efficace que l'épuration des polluants traités séparément.

Nous n'avons jusqu'ici parlé de l'efficacité des épurateurs photocatalytiques que vis-à-vis des gaz. Plusieurs études se penchent sur leur efficacité vis-à-vis des microorganismes, les résultats sont néanmoins assez contradictoires : certains concluent à des performances non négligeables [HARSTAD, 1954] tandis que d'autres qualifient leurs résultats de non significatifs [SANCHEZ-MUNOZ, 2011]. FAURE [2010] a, quant à elle, mis en évidence dans ses travaux expérimentaux les paramètres clés d'une dégradation efficace de la bactérie *E.coli* et les verrous industriels indispensables à une industrialisation sûre du procédé.

2.1.1.5. Rayonnement ultraviolet germicide

La composante UV du rayonnement solaire constitue la principale cause de mortalité des microorganismes dans l'atmosphère. Le taux de mortalité est bien sûr très variable d'une espèce à l'autre ; alors que certaines espèces ne résistent que quelques secondes, d'autres sont beaucoup plus résistantes et ne peuvent être détruites que si elles sont exposées à un rayonnement de forte intensité. Le principe des systèmes dits UVGI pour *Ultra Violet Germicidal Irradiation* est de générer artificiellement un rayonnement UV au sein de l'écoulement d'air par des lampes aux vapeurs de

mercure basse pression. Ces dernières émettent des UV-C d'une longueur d'onde voisine de 254 nm, qui correspond au pic d'absorption du rayonnement UV par les microorganismes.

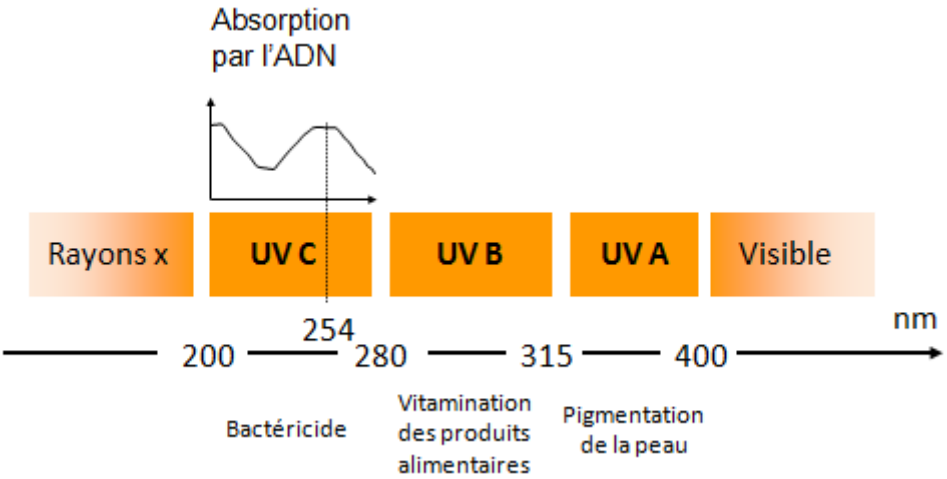


Figure 2.10 : Décomposition du spectre solaire dans le domaine des UV

Les rayons UV émis à 254 nm possèdent la propriété de détruire les microorganismes (bactéries, virus, moisissures, algues). L'action est due à la perturbation apportée par le rayonnement ultraviolet dans la structure chimique des constituants de la cellule vivante, et par suite, de leur disfonctionnement. Suivant la quantité d'énergie UV reçue, la cellule vivante sera soit bloquée dans sa multiplication : c'est l'effet dit bactériostatique ; soit détruite : c'est l'effet dit bactéricide.

C'est la combinaison du temps de contact dans le réacteur et de la puissance de la (ou des) lampe(s) qui permettra de garantir une dose (exprimée en mJ/cm²) nécessaire et suffisante pour l'éradication des microorganismes (bactéries, virus,…). La densité de rayonnement à appliquer peut varier de manière importante selon les microorganismes à épurer, de quelques millijoules/cm² à plusieurs joules/cm². Ce ne sont pas nécessairement les organismes les plus gros qui se montrent les plus résistants, leur constitution entre également en compte. Certains microorganismes ont par exemple des coques ou des membranes qui les protègent davantage du rayonnement et donc une exposition plus intense est nécessaire pour les perturber.

Certains microorganismes développent des mécanismes pour détourner l'agression :

- La photoréactivation, réaction catalysée par des longueurs d'onde de 320 à 500 nm, c'est-à-dire sous l'action de la lumière solaire ;
- La réparation à l'obscurité, réaction enzymatique plus simple que la photoréactivation mais avec un effet négligeable comparée à la photoréactivation ;
- L'excision, réparation qui consiste en une recombinaison des parties du brin non endommagées pour produire une nouvelle molécule d'ADN double brin intacte.

Les tests réalisés en laboratoire montrent que les systèmes UVGI peuvent être d'une efficacité redoutable dans des conditions de fonctionnement optimisées. En configuration réelle, les paramètres qui déterminent l'efficacité sont :

- Le temps d'exposition au rayonnement : la vitesse de circulation de l'air dans l'appareil ne doit pas être trop élevée pour que l'exposition des microorganismes au rayonnement soit suffisante ;
- La puissance de la lampe UV ;
- La présence de moisissures ou de poussières en suspension dans l'air ; elles fournissent aux microbes une protection contre le rayonnement ;

- La présence de poussière sur les lampes UV (réduction de l'exposition).

Bien qu'attractive de par sa simplicité et la faible consommation d'énergie (puissances rencontrées inférieures à 100 W) qu'elle engendre, l'utilisation de la désinfection UVGI dans les unités d'épuration est sujette à de nombreuses questions. Compte tenu de la vitesse de passage de l'air dans l'appareil et de la faible exposition aux rayonnements UV qui en résulte, il est notamment légitime de se poser la question de leur réelle efficacité. Par ailleurs, l'irradiation permanente d'UV peut contribuer à dégrader le filtre ou d'autres éléments d'un épurateur, réduisant ainsi son efficacité de captation et d'élimination des polluants.

2.1.1.6. Ozonation

L'ozone est un gaz présent dans les différentes couches de l'atmosphère dont les effets dépendent de sa concentration et de localisation. Il convient de distinguer l'ozone stratosphérique protecteur, qui filtre les rayonnements ultraviolets nuisibles du soleil, et l'ozone des plus basses couches de l'atmosphère, présent naturellement ou produit par l'effet combiné du rayonnement solaire et des émissions anthropogènes, qui a un impact avéré sur la santé humaine dès lors que sa concentration dépasse quelques centièmes de ppm : irritation des voies respiratoires, douleurs pulmonaires, asthme.

L'ozone est une molécule composée de trois atomes d'oxygène. Deux de ces atomes forment la molécule de dioxygène indispensable à la vie humaine. Le troisième atome peut quant à lui se détacher de la molécule d'ozone pour réagir avec d'autres substances et finalement les décomposer. C'est cette faculté à promouvoir les réactions de décomposition des molécules (organiques le plus souvent) qui constitue le principe de base de l'épuration par ozonation. Un épurateur utilisant cette technique est simplement composé d'un générateur d'ozone.

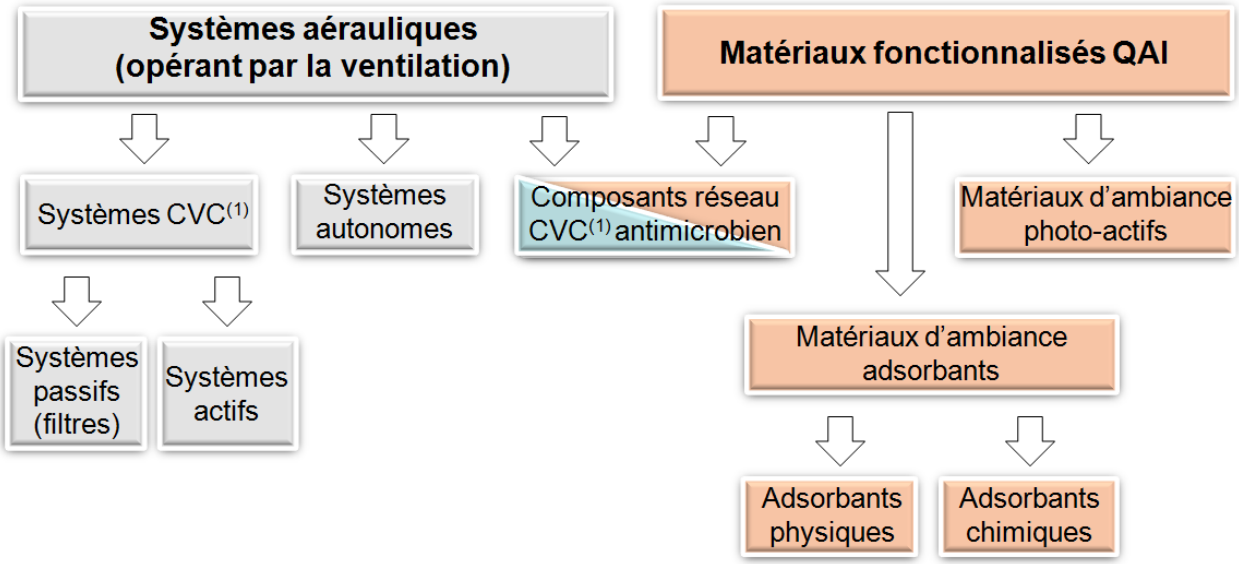
Les fabricants de générateurs d'ozone prêtent à l'ozone bien des vertus bienfaitrices pour la qualité de l'air, prétextant par exemple, qu'outre l'élimination des nuisances olfactives (molécules organiques gazeuses), il permet de détruire les microorganismes présents dans l'air. Ces affirmations, nées sans aucun doute de la démonstration depuis plus d'un siècle de l'efficacité de l'ozone pour le traitement et la désinfection de l'eau, ont récemment amené l'Environmental Protection Agency (US EPA) à effectuer une synthèse de différentes études scientifiques sur les effets réels des ozoneurs utilisés dans les épurateurs d'air, ou vendus comme épurateur d'air. Les principales conclusions qui ressortent de cette synthèse sont présentées ci-dessous :

- De par ses propriétés physico-chimiques, l'ozone peut effectivement contribuer à oxyder et à dégrader certains composés odorants ou toxiques présents dans l'air. Néanmoins, compte tenu de la limite de concentration en ozone à ne pas dépasser pour des raisons sanitaires, la dégradation complète de beaucoup de ces composés nécessiterait plusieurs mois, voire plusieurs années [BOENIGER, 1995]. Les composés qui réagissent rapidement avec l'ozone sont pour leur part susceptibles de donner naissance à des produits intermédiaires potentiellement plus dangereux pour la santé ([ZHANG, 1994]; [WESCHLER, 1997] ; [TOFTUM, 2003]).
- Contrairement à ce qui a pu être prétendu, les générateurs d'ozone ne permettent de détruire ni le monoxyde de carbone [SHAUGHNESSY, 1994], ni le formaldéhyde [ESSWEIN, 1994].
- L'ozone ne permet pas d'éliminer les particules en suspension dans l'air (poussières, pollens). La confusion à ce sujet est née du fait que certains générateurs d'ozone intègrent également un ioniseur d'air, dont la fonction est effectivement de charger électriquement les particules pour faciliter leur captation par les surfaces solides en aval de l'écoulement d'air.

- Dans le domaine de concentrations admissibles pour l'homme, la présence d'ozone dans l'air à très peu d'effets sur les microorganismes qui s'y trouvent. Il faudrait générer des concentrations 5 à 10 fois supérieures aux limites sanitaires pour que l'ozone puisse durablement désinfecter une ambiance [FOARDE, 1997].

2.1.2. Systèmes d'épuration de l'air intérieur

La manière dont sont mises en œuvre les techniques d'épuration contribue à définir différentes familles de solutions d'épuration de l'air intérieur représentées par la figure ci-dessous.



(1) Chauffage Ventilation Conditionnement d'air, désigne le réseau de ventilation du bâtiment

Figure 2.11 : Classification des solutions d'épuration

L'offre se décline d'abord en deux grandes familles de produits : les systèmes qui opèrent par la ventilation mécanique des locaux, et les matériaux appelés « épurants » ou « fonctionnalisés QAI », pour lesquels le transfert des polluants vers le procédé d'épuration résulte des seuls phénomènes d'advection / diffusion entre l'ambiance et les parois.

2.1.2.1. Systèmes aérauliques

Les systèmes qui épurent l'air intérieur par le biais de la ventilation se répartissent eux-mêmes en deux grandes catégories : les unités de gaine destinées à être intégrées aux installations de ventilation / conditionnement d'air centralisées des bâtiments (les systèmes CVC ou *in-duct* en anglais), et les épurateurs d'air autonomes, que l'on appelle aussi communément épurateurs d'air ou purificateurs d'air domestiques.

Du seul point de vue de l'épuration, il n'existe pas de différences de conception majeures entre ces deux familles de systèmes qui, de plus en plus, associent plusieurs techniques d'épuration pour traiter une large gamme de polluants. La différence est d'ordre aéraulique : elle induit des caractéristiques de fonctionnement propres à chaque type de système, qui par suite définissent leur efficacité d'épuration intrinsèque et leur impact sur la QAI. L'efficacité varie suivant les polluants et suivant les conditions d'utilisation : débit d'air, concentrations, humidité, … Quel que soit leur type, la quasi-

totalité des épurateurs d'air utilise un filtre mécanique ou une association de filtres mécaniques qui joue le rôle de préfiltre pour protéger le reste du système.

Systèmes autonomes

Les épurateurs autonomes sont des systèmes équipés d'un ventilateur, éventuellement à vitesse variable, opérant de manière totalement autonome par rapport au système de ventilation des locaux, par recyclage de l'air intérieur. Ces épurateurs d'air domestiques se présentent sous différents conditionnements : unité mobile à brancher sur une prise électrique, console murale ou plafonnier, ou sous forme d'éléments décoratifs à suspendre ou à poser. En voici quelques illustrations issues de documentations de fabricants :

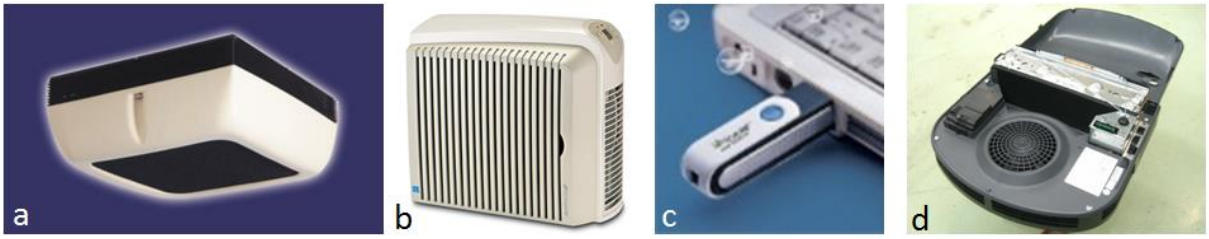


Figure 2.12 : Systèmes aérauliques autonomes (a) Plafonnier ; (b) Console murale ; (c) Clé USB ioniseur d'air ; (d) Unité mobile avec filtre à particules électronique et filtre en charbon actif

Systèmes aérauliques CVC

Un système aéraulique dit CVC est une unité de gaines intégrée au réseau de Chauffage Ventilation Conditionnement d'air du bâtiment. Le système fonctionne donc avec le débit d'air, la température et l'humidité imposés par l'installation climatique. Il peut fonctionner avec ou sans recyclage. Il est généralement utilisé dans des installations pour bâtiments tertiaires. On trouve actuellement sur le marché trois configurations de systèmes : des cassettes filtres à intégrer à la Centrale de Traitement d'Air (CTA), des caissons préfabriqués à intégrer à la CTA, et des bouches de soufflage ou de reprise comprenant le système d'épuration. Voici deux illustrations :

Figure 2.13 : Systèmes aérauliques CVC (a) Caisson filtre / UVC / photocatalyse pour CTA ; (b) Bouche de reprise d'air intégrant un électrofiltre

Pour aborder la question énergétique, il est nécessaire de faire la distinction entre :

- Les systèmes CVC passifs que constituent les filtres à particules, les filtres moléculaires ou la nouvelle génération de filtres mixtes qui combinent les deux fonctions par l'adjonction de particules d'adsorbant dans un média fibreux ;
- Et les systèmes recourant à un processus actif d'épuration (photocatalyse, UV germicide, plasma froid, précipitation électrostatique,…) opérant seul ou en association avec un filtre intégré au système.

Dans le premier cas, le coût énergétique associé à la mise en place du système d'épuration résulte de la perte de charge additionnelle sur l'installation de ventilation / conditionnement d'air. Dans le second, il convient d'y ajouter la consommation électrique propre au système.

Pour clore cette classification des systèmes aérauliques, on peut aussi ajouter que même s'il n'existe pas de restriction formelle d'usage, les épurateurs d'air domestiques sont avant tout destinés à l'habitat et au petit commerce, tandis que les systèmes CVC trouvent prioritairement leur place dans les immeubles tertiaires et plus particulièrement de bureaux. Les systèmes CVC sont bien sûrs réservés aux applications dans lesquelles il existe un système de ventilation / conditionnement d'air par insufflation, afin que l'air puisse être traité avant son introduction, ou sa réintroduction, dans les pièces. Dans le cas de solutions exclusivement passives, le positionnement des filtres dans l'installation de ventilation et le niveau de filtration à mettre en place sont définis par la norme NF EN 13779 [AFNOR, 2007]. Pour les systèmes clés en main intégrant un processus actif, les fabricants préconisent le plus souvent de réserver leur usage aux bâtiments climatisés, et de positionner le système sur le circuit d'air repris. De cette manière, il peut à la fois traiter la pollution d'origine extérieure et intérieure. Son impact sur la QAI sera par ailleurs potentiellement accru par le fait des multiples passages de l'air à travers l'appareil, par opposition à une ventilation double-flux du bâtiment où le système ne peut traiter que la pollution de l'air neuf en un seul passage de celui-ci (Figure 2.14).

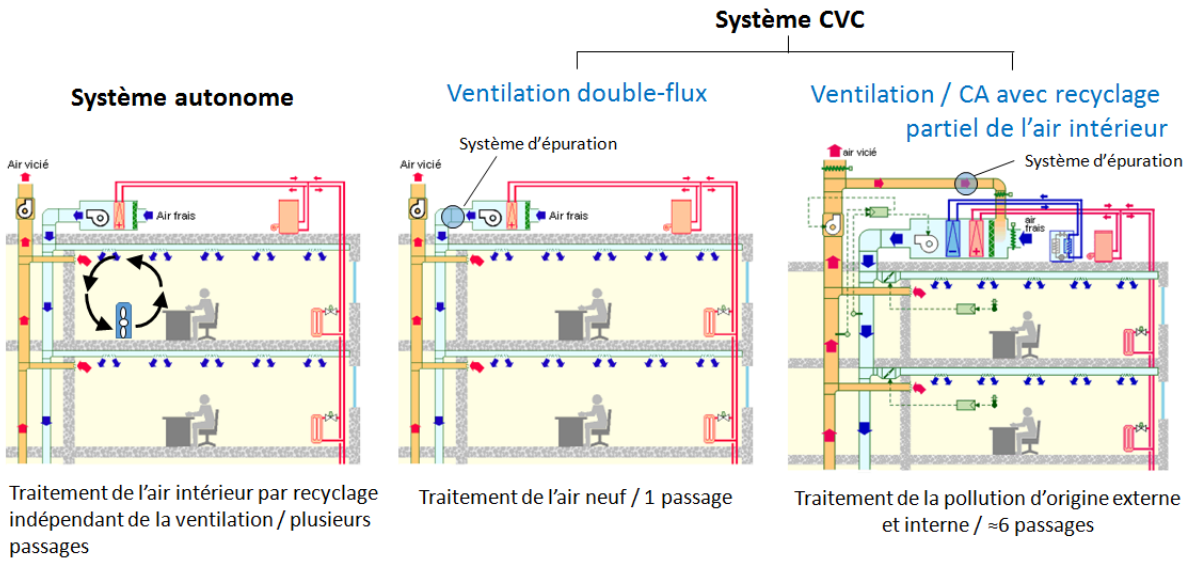


Figure 2.14 : Positionnement et mode de fonctionnement des systèmes d'épuration en fonction de leur type et de la ventilation des bâtiments

Une différence essentielle entre les systèmes CVC et les systèmes autonomes est la comptabilisation règlementaire du coût énergétique : la consommation des systèmes autonomes n'est pas à prendre en compte dans le calcul réglementaire. En revanche, les consommations directes et par la perte de charge additionnelle des systèmes CVC doivent être intégrées au poste « Auxiliaires de ventilation » dans le calcul réglementaire.

2.1.2.2. Revêtements photo-actifs

Les matériaux dits photo-actifs utilisent le principe de la photocatalyse pour épurer l'air, en intégrant un semi-conducteur dans leur composition, en général du TiO_2, réparti dans la masse ou en couche mince. Utilisés depuis longtemps dans la construction et l'aménagement urbain [BALLARI, 2013], vitrages ou enduits de façade autonettoyants par exemple, ces matériaux ont désormais investi les bâtiments sous forme de peintures intérieures [KOLARIK, 2012], d'enduits, voire dans certains pays

asiatiques de papiers peints ou de textiles qui contiennent des particules de semi-conducteur photosensibles au rayonnement visible. Certains distributeurs proposent même une solution liquide pouvant être appliquée sur une large gamme de matériaux existants pour les rendre photo-actifs. L'engouement commercial qu'a pu susciter cette nouvelle gamme de matériaux est aujourd'hui très largement pondéré par les résultats d'études scientifiques indépendantes qui montrent un impact limité sur la QAI et dans certains cas des émissions importantes de produits secondaires nocifs sous l'effet du rayonnement, émissions souvent liées à une formulation insuffisamment stable des matériaux ([SALTHAMMER, 2007], [AUVINEN, 2008], [GEISS, 2012]). Des études sont aujourd'hui en cours pour fournir plus d'éléments de réponse.

2.1.2.3. Matériaux adsorbants

Les matériaux adsorbants sont apparus plus récemment sur le marché et n'ont fait l'objet que de peu d'études scientifiques indépendantes ([GUNSCHERA, 2011], [BLONDEAU, 2014]). Prévus pour être positionnés au contact direct ou au plus près de l'ambiance (dalles de plafond, dalles de plâtre, toile à peindre, …), ce sont à la base des matériaux ordinaires auxquels a été ajouté un adsorbant spécifique pour leur conférer des fonctions d'épuration de l'air. Suivant les cas, l'adsorbant peut être réparti dans la masse ou disposé en surface du matériau, mais il est la plupart du temps très difficile de savoir quelle est sa nature exacte puisque cette question se heurte au secret industriel [VENNEKENS, 2014]. Les caractéristiques et les fonctions de l'adsorbant – adsorbant physique ou chimique – confèrent pourtant aux matériaux des propriétés radicalement différentes : amélioration de la QAI vis-à-vis de polluants spécifiques ou au contraire d'une large gamme de substances gazeuses, simple captation ou destruction des polluants, possibilité de réémission dans l'air ou pas, … Aujourd'hui, le manque de recul ne nous permet pas d'avoir d'informations ni sur le maintien de l'efficacité de ces matériaux dans le temps, ni sur l'émission de composés secondaires toxiques ou la rémission de composés adsorbés. Il nous parait important de signaler que, malgré le fait que ces matériaux soient considérés comme des épurateurs, il ne s'agit pas à proprement parler d'épuration, mais plutôt d'inertie ou d'effet tampon : les matériaux adsorbent certes les polluants présents dans l'ambiance, mais il suffit que le gradient de concentration entre le matériau et l'ambiance s'inverse pour que ces matériaux rejettent aussitôt les polluants captés.

2.1.2.4. Gaines et autres composants de réseau CVC antimicrobiens

Ces gaines ou autres composants de réseau CVC de nouvelle génération sont par exemple revêtus de matériaux contenant des ions Argent qui sont libérés vers la surface sous l'effet de l'humidité. Ces ions Argent ont une action létale sur les microorganismes qui se déposent à la surface interne des composants aérauliques. De par leur coût élevé, ce genre de produits est pour l'heure réservé aux bâtiments sensibles du point de vue de la pollution microbienne, les hôpitaux par exemple.

2.1.2.5. Épuration par les plantes

Les premières recherches, effectuées par la NASA, datent des années 1980. Une cinquantaine d'espèces de plantes ont été testées à ce jour, en majorité des plantes d'intérieure très courantes dans les logements et sans risque allergique. Des études sont toujours en cours en France. Les premiers résultats montrent que les capacités d'épuration des plantes sont réelles. Elles dépendent des espèces végétales et des polluants considérés. Les conditions environnementales : température, humidité et luminosité, ont une influence importante sur les capacités d'épuration. Les études montrent également que le support de culture participe au processus d'épuration, notamment par la présence de microorganismes.

Néanmoins, les études semblent également montrer que les plantes ne peuvent pas constituer une solution efficace pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Il est tout de même important de développer les connaissances sur les mécanismes physiques et biologiques qui déterminent la capacité d'épuration des plantes. C'est notamment le but du programme PHYTAIR. Dans son étude, WANG et ZHANG [2011] montrent également l'intérêt de coupler cette technique avec l'épuration par adsorption.

2.1.3. Synthèse des études scientifiques recensées sur les procédés d'épuration de l'air intérieur

De nombreux systèmes d'épuration ont été développés et utilisés pour améliorer la QAI. A ce jour, aucune norme n'existe pour cadrer l'évaluation des comportements de ces systèmes. Chaque étude est donc réalisée pour un polluant, un système, un débit et des conditions environnementales (température, humidité relative, et concentrations) choisies selon les expérimentateurs. Les études sont alors de nature très diverses, souvent incomplètes (elles ne prennent souvent en compte qu'un pan du comportement d'un système), et pas toujours représentatives des conditions réalistes d'environnements intérieurs. Nous essayons dans cette partie de regrouper toutes les informations issues de ces études et d'en faire une synthèse, concernant notamment la variabilité de la performance en fonction des conditions environnementales et opératoires. Ceci constitue en effet une question d'importance capitale dans le contexte des applications traitées par la suite. Auparavant, il nous semble important de préciser clairement le périmètre de ces études.

2.1.3.1. Périmètre et contenu des travaux examinés

Notre recherche bibliographique s'est focalisée sur des études concernant des systèmes d'épuration destinés à l'amélioration de la QAI de bâtiments non industriels, visant des particules inertes, des microorganismes, et des polluants gazeux organiques et inorganiques. Les effets sur la santé des occupants ne sont pas considérés. Nous avons conservé indifféremment les études concernant des systèmes autonomes ou des systèmes CVC, ainsi que des systèmes commerciaux ou des prototypes. Il est important de noter que les études ne précisant pas les conditions d'essai (souvent le cas pour des articles de conférence) n'ont pas été considérées.

Lors de cette recherche bibliographique, 951 articles ont été identifiés sur la seule base de leur titre et de leur résumé, 289 articles ont été sélectionnés une fois le texte analysé en détails. Sur ces 289 articles, 27 sont des articles d'études bibliographiques, généralement centrés sur une technique d'épuration particulière et / ou un type de polluant (Tableau 2.5). Quasiment aucune n'évoque la problématique énergétique liée aux épurateurs, seul le côté sanitaire est étudié. On note cependant qu'une étude se détache, celle de ZHANG et al. [2011] : les auteurs réalisent une synthèse concernant toutes les technologies existantes, à l'exception de la biofiltration mais n'abordent encore une fois qu'une partie des problématiques liées aux épurateurs d'air, l'impact sanitaire, et laissent de côté l'impact énergétique.

Études	Technologie étudiées	Périmètre d'étude
[ANGELO, 2013]	Photocatalyse	Abattement des NO_x
[AXLEY, 1993]	Adsorption	Bases théoriques des modèles de sorption
[AZIMI, 2014]	Filtration mécanique	Efficacité vis-à-vis des particules fines et ultrafines d'origine extérieure
[BOENIGER, 1995]	Ozonation	Efficacité de cette technique vis-à-vis des particules et des composés gazeux + Effet de l'ozone sur la santé
[CHEN, 2010]	Photocatalyse	Efficacité vis-à-vis des microorganismes
[GUIEYSSE, 2008]	Biofiltration	Efficacité vis-à-vis des COV et des microorganismes + les innovations technologiques nécessaires
[HOFFMANN, 1995]	Photocatalyse	Base théoriques des mécanismes liés aux semi-conducteurs photocatalytiques
[IFANG, 2014]	Photocatalyse	Méthodes actuelles d'évaluation de surfaces photocatalytiques + monoxyde d'azote
[LASEK, 2012]	Photocatalyse	Efficacité vis-à-vis des oxydes d'azote
[MEMARZADEH, 2010]	UVGI	Etablissement de soin et de santé
[MIZUNO, 2013]	Ionisation	Combinaison de plasma et de catalyseur
[MO, 2009]	Photocatalyse	Efficacité vis-à-vis des COV
[PUMA, 2009]	Photocatalyse	Comparaison de différents modèles de cinétique de la photocatalyse
[REICHELT, 2014]	Photocatalyse	Etude sur la composition des catalyseurs réalisés à base de fibres
[SCIRE, 2012]	Photocatalyse	Efficacité des catalyseurs à base d'or pour l'oxydation des COV
[SOREANU, 2013]	Biofiltration	Efficacité vis-à-vis des polluants gazeux + les innovations nécessaires
[STANLEY, 2011]	Adsorption	Efficacité et coûts de filtres à charbon actif sur un cycle de vie de 4 ans
[VIZHEMEHR, 2013]	Adsorption	Méthodes d'évaluation de filtres à charbon actif
[VIZHEMEHR, 2014]	Adsorption	Isothermes d'adsorption et modèles de percée
[WANG, 2007]	Photocatalyse	Efficacité vis-à-vis des COV, technologies existantes, bases théoriques
[WANG, 2009]	UVGI	Efficacité vis-à-vis des microorganismes
[ZHAO, 2003]	Photocatalyse	Etude sanitaire complète : aspects théorique, expérimental, numérique, et innocuité
Articles de revue bibliographique relatifs à plusieurs techniques		
[EH&E, 2013]	Filtration mécanique + Ionisation	Généralités sur l'efficacité d'épuration de ces techniques vis-à-vis des particules
[ONTARIO, 2005]	Filtration mécanique + Ionisation + UVGI	Tentative d'évaluation de l'intérêt du couplage des techniques
[PREIS, 2013]	Filtration mécanique	Généralités sur les techniques d'épuration

	+ Adsorption + Ionisation + Photocatalyse	
[SU, 2011]	Filtration mécanique + Photocatalyse + UVGI	Mécanismes d'épuration de ces techniques vis-à-vis des microorganismes
[SUBLETT, 2011]	Filtration mécanique + Ionisation	Epuration des allergènes
[ZHANG, 2011]	Filtration mécanique + Adsorption + Ionisation + Photocatalyse + UVGI + Ozonation	Récapitulatif des conditions d'essai et des conclusions de chaque étude recensée, du point de vue sanitaire

Tableau 2.5 : Recensement des articles de revue bibliographique concernant les systèmes d'épuration de l'air intérieur des bâtiments non industriels

Un des premiers constats est que toutes les techniques ne sont pas autant étudiées les unes que les autres (Figure 2.15). La photocatalyse attire le plus l'attention (40 %), suivie par l'adsorption (18 %), la filtration mécanique (17 %), puis l'ionisation (15 %).

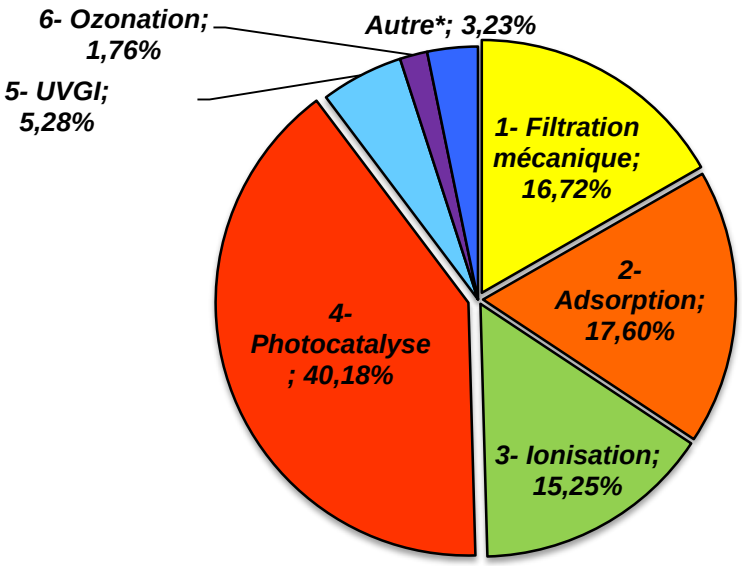


Figure 2.15 : Statistiques bibliographiques représentant la part d'études pour chacune des techniques d'épuration (* *Autre technique* comprend principalement les études concernant la biofiltration)

Les polluants présents dans ces études ne sont pas non plus autant étudiés les uns que les autres (Figure 2.16).

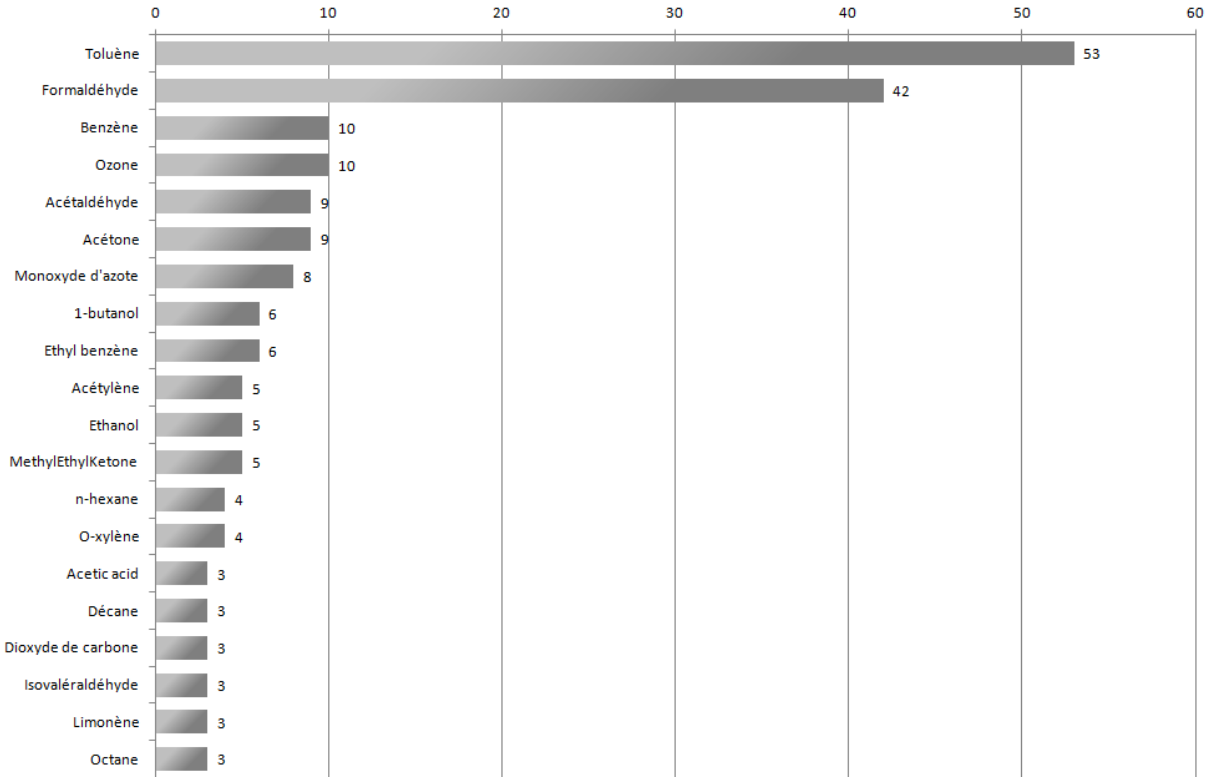


Figure 2.16 : Graphique représentant le nombre de fois où les polluants sont apparus dans notre étude bibliographique (s'ils sont apparus plus de deux fois)

Deux polluants ont été plus particulièrement étudiés : le toluène, car il représente un bon compromis entre représentativité et facilité de génération, et le formaldéhyde qui constitue un polluant prioritaire de l'air intérieur du fait de ses niveaux de concentration dans les bâtiments et de sa toxicité. Les particules et les microorganismes sont quant à eux très peu représentés, bien que les particules soient le polluant d'étude principal dans les articles concernant uniquement la filtration mécanique.

Près de 83 % des études sont exclusivement expérimentale et 65 % testent un prototype, et non pas un système commercial. On vérifie aisément que les conditions hygrothermiques sont bien représentatives des conditions intérieures d'un bâtiment (tous pays confondus) (Figure 2.17).

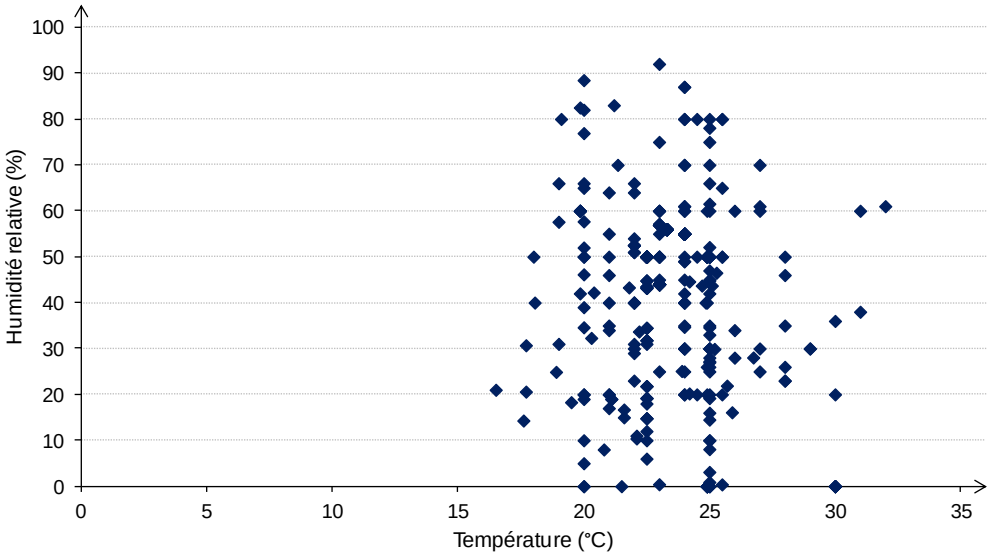


Figure 2.17 : Représentation graphique des conditions hygrothermiques testées dans la bibliographie

En revanche, en ce qui concerne les concentrations des polluants gazeux, un grand nombre d'étude est éloigné, voire très éloigné, des conditions réelles rencontrées par un épurateur installé dans un bâtiment non industriel (Figure 2.18).

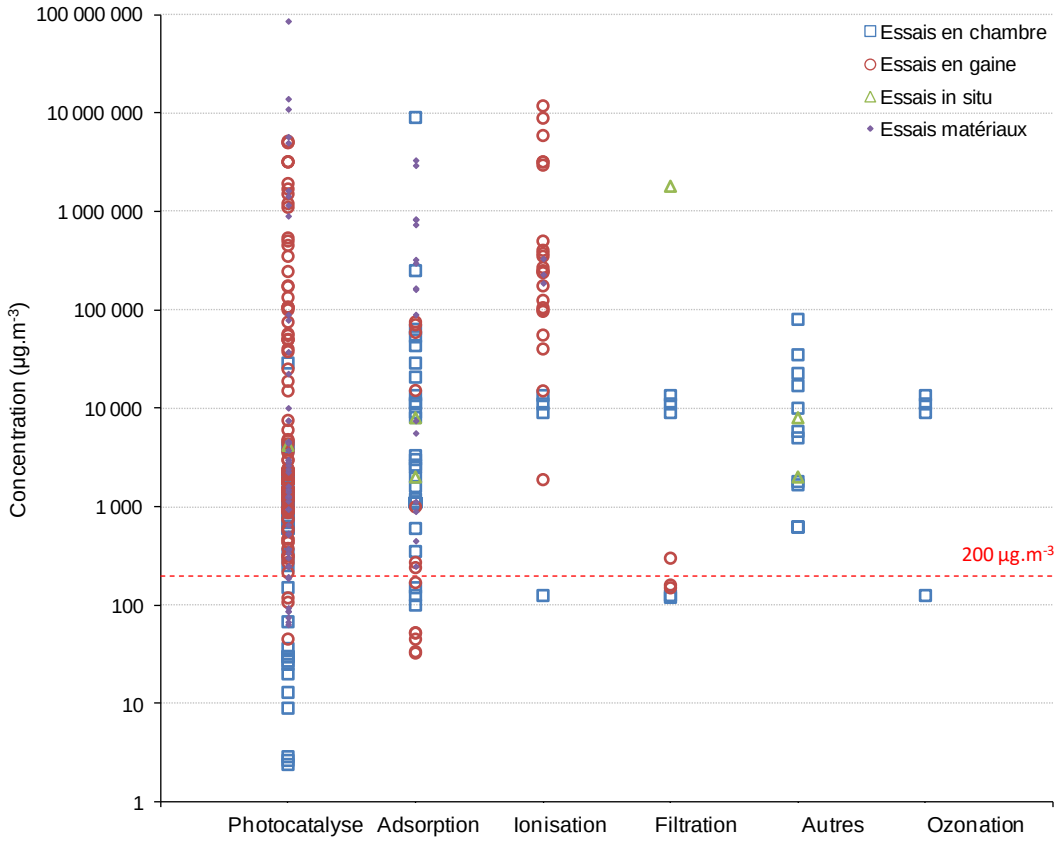


Figure 2.18 : Représentation graphique des concentrations testées dans la bibliographie par technique d'épuration

Note : Le graphique de la Figure 2.18 a nécessité la conversion de toutes les données de concentration en µg.m^{-3}, quelle que soit l'unité de départ : ppb (*Part Per Billion* en anglais, c'est-à-dire partie par milliard), ppm (Partie Par Million) ou mg.m^{-3}.

Quant aux débits, la plupart des systèmes ont été testés avec des valeurs faibles, compatibles à celles attendues pour un épurateur autonome, mais très inférieures à celles rencontrées dans les installations de ventilation / conditionnement d'air (Figure 2.19).

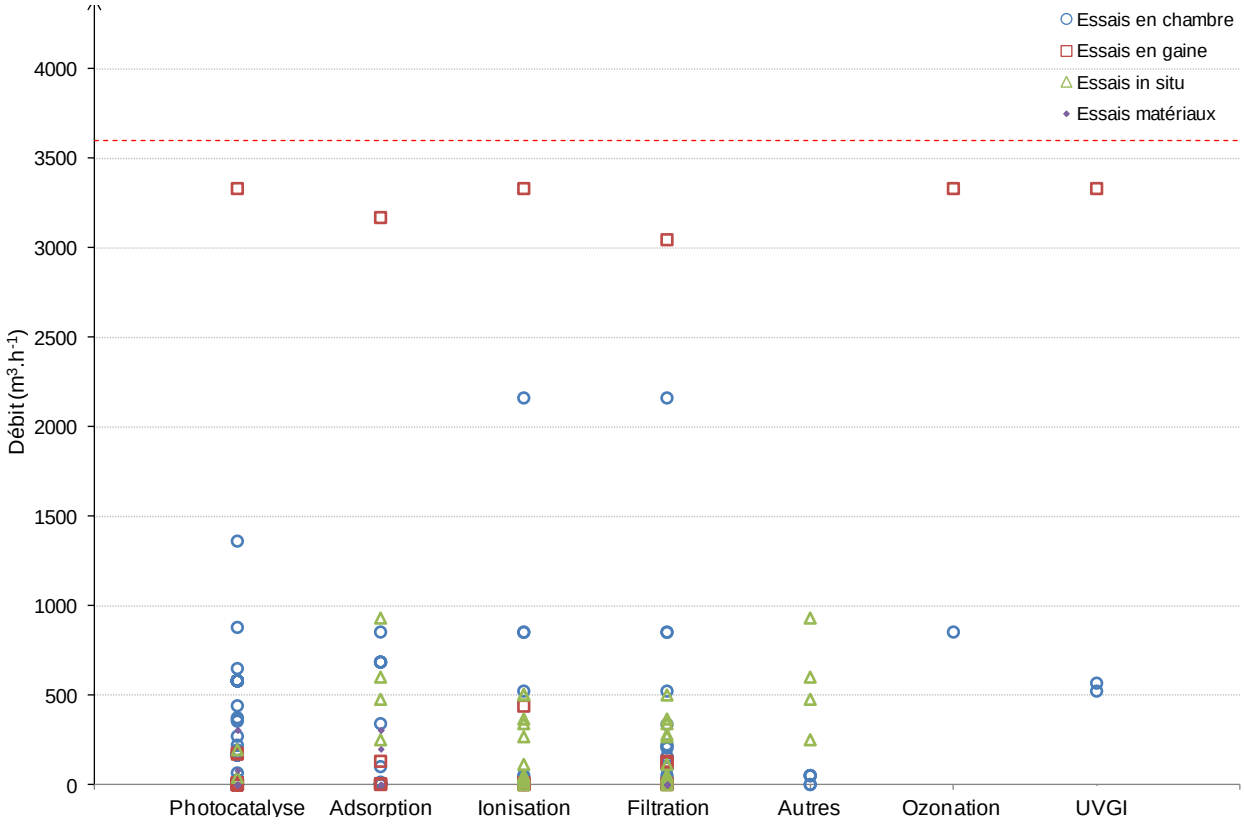


Figure 2.19 : Représentation graphique des débits testés dans la bibliographie par technique d'épuration

En ce qui concerne les concentrations en polluants gazeux, si on place la limite des concentrations intérieures réalistes à 200 µg.m^{-3} (valable pour la plupart des polluants recensés, bien que certains comme le CO ou le CO_2, très peu présents dans les études, aient des concentrations de l'ordre de centaines de mg/m^3) on dénombre 90 % des études au-delà des conditions réelles. Ceci s'explique par les limites de détection des techniques d'analyse disponibles à ce jour et par la difficulté de génération des polluants gazeux à des niveaux de concentration si faibles. Le problème est que la plupart des phénomènes physico-chimiques qui sont à l'origine des processus d'épuration, décrits dans la partie 2.1.1 concernant l'analyse fonctionnelle des techniques d'épuration, sont définis par des lois non linéaires et que les résultats des essais menés à fortes concentrations ne sont donc pas nécessairement extrapolables pour juger du comportement du système à plus faibles concentrations. Dans les 10 % d'études restantes, principalement quatre études sont concernées :

- DESTAILLATS et al. [2012] ont étudié un épurateur photocatalytique CVC commerciaux au cours d'essais associant une chambre expérimentale de 20 m^3 et son réseau de ventilation. La performance des systèmes a été évaluée vis-à-vis de plusieurs polluants : benzène, toluène, o-xylène, undécane, 1-butanol, formaldéhyde et acétaldéhyde, dans les conditions expérimentales suivantes : une température moyenne de 28°C, une humidité relative moyenne de 25 %, des concentrations comprises entre **3 et 36 µg.m^{-3}** selon les polluants, un débit d'air compris entre 178 et 878 m^3.h^{-1}.
- AO et LEE [2003] ont étudié des prototypes d'épurateur photocatalytique à l'aide d'un mélange de polluants composés de monoxyde d'azote, benzène, toluène, ethylbenzène et o-xylène à une température moyenne de 25°C, un débit moyen de 1 m^3.h^{-1}, à des

concentrations variant de **64 à 249 µg.m^{-3}** selon les polluants, et en faisant varier l'humidité relative de 8 à 78 %.

- HODGSON et al. [2005] ont également testé des prototypes d'épurateur photocatalytique, CVC, lors d'essais couplant une chambre expérimentale et son réseau de ventilation. Le rapport fait mention d'un nombre important de polluants : éthanol, isopropanol, acétone, limonène, toluène, formaldéhyde, acétaldéhyde, … tous testés à quatre concentrations variant de **4 à 252 µg.m^{-3}** selon les polluants, à une température moyenne de 23°C, une humidité relative de 55 %, et un débit variant entre 165 et 580 m^3.h^{-1}.
- SIDHESWARAN et al. [2012] ont quant à eux étudié des systèmes CVC commerciaux utilisant la technique d'adsorption. Les essais ont été réalisés sur un banc d'essai « une passe » avec mesures amont / aval à l'aide d'un mélange de polluants composé de benzène, 1-butanol, o-xylène, undécane, limonène et formaldéhyde. Les essais sont réalisés à 29°C, 20 % d'humidité relative, 200 m^3.h^{-1}, à des concentrations variant de **33 à 240 µg.m^{-3}**.

Si on s'intéresse à présent aux débits, la majorité des études ont été réalisées à un débit inférieur à 500 m^3.h^{-1}. Deux études semblent cependant se dégager du lot :

- GUNTHER et al. [2011] comparent les émissions d'ozone de systèmes commerciaux CVC et autonomes, utilisant différentes techniques (ionisation, photocatalyse, UVGI et ozonation) à des débits de **3330 m^3.h^{-1}**.
- STANLEY et al. [2011] réalise une étude concernant les épurateurs CVC utilisant les techniques d'adsorption à un débit de **3398 m^3.h^{-1}**.

Peu études ont donc été menées dans des conditions représentatives d'installations équipées d'épurateurs CVC destinés à l'épuration centralisée de bâtiments tertiaires. Néanmoins, toutes les études recensées peuvent nous permettre d'établir des tendances en fonction des paramètres opératoires. C'est ce que nous allons tenter d'établir dans les paragraphes qui suivent, en abordant ces articles sous trois angles : la variabilité de la performance, l'innocuité des systèmes, et leur impact au niveau énergétique.

2.1.3.2. Variabilité de la performance

Cette partie consiste à caractériser les performances des systèmes en fonction des paramètres opératoires. Dans un premier temps, seules les études expérimentales sont traitées, les tentatives de caractérisation de la performance des systèmes d'épuration par la modélisation sont abordées dans la partie 2.2 traitant de la modélisation de la QAI.

La performance d'un système est caractérisée par son efficacité d'épuration. Cette efficacité correspond au taux d'abattement d'un polluant entre l'amont et l'aval du système, c'est-à-dire la quantité de polluant éliminée par l'épurateur. Pour définir mathématiquement l'efficacité, il faut donc poser deux grandeurs : la concentration du polluant *i* mesurée à l'entrée de l'épurateur $C_{i,amont}$, et la concentration du même polluant *i* mesurée à la sortie de l'épurateur $C_{i,aval}$. L'efficacité d'un épurateur vis-à-vis d'un polluant *i* se définit alors par :

$$\varepsilon_i = \frac{C_{i,amont} - C_{i,aval}}{C_{i,amont}} \qquad \text{Équation 2.1}$$

L'efficacité est aussi nommée « *fraction qui a réagi* » dans certains articles, comme par exemple celui d'HODGSON et al. [2005]. Cette distinction terminologique concerne en particulier les systèmes destinés à détruire les polluants gazeux par un mécanisme d'oxydation ; elle permet de souligner que le résultat concerne le polluant primaire sans présager de ce qu'il en est advenu et notamment de

l'éventuelle production de composés secondaires nocifs. Une efficacité est propre à un couple épurateur / polluant. On définit également le pendant de l'efficacité : le taux de pénétration, de la manière suivante :

$$\tau = 1 - \varepsilon$$

Équation 2.2

Une autre grandeur caractérise l'efficacité d'un système : le Débit d'Air Épuré (DAE, couramment appelé CADR pour *Clean Air Delivery Rate*). Il s'agit du produit de l'efficacité intrinsèque du système par le débit d'air traité. Exprimé en volume d'air épuré par unité de temps ($m^3.s^{-1}$), le DAE permet d'apprécier l'impact d'un système d'épuration sur la QAI d'une pièce, d'un ensemble de pièces ou d'un bâtiment en se référant au débit de ventilation de ces derniers.

Dans la littérature, nous trouvons trois moyens d'essais pour déterminer l'efficacité ou le taux de pénétration. Les deux premiers sont des moyens expérimentaux de laboratoire. Le premier s'inspire logiquement des tests standards pour épurateurs industriels destinés à des locaux à pollution spécifique (concentrations élevées), qui sont mis en œuvre depuis longtemps. Il s'agit de bancs d'essai qualifiés de « une passe » (l'air ne passe qu'une fois à travers le système testé) avec des mesures en amont et en aval du système installé dans une gaine où les conditions environnementales sont contrôlées. Mais il a été montré que les tests dans une conduite ne permettent pas d'observer tous les effets [ARDKAPAN, 2011] ; ils peuvent si besoin être complétés en testant les systèmes d'épuration en chambre. C'est l'intérêt du second moyen d'essai : un dispositif qui couple un (des) réseau(x) et une chambre expérimentale plus ou moins grande (de 2,8 m^3 [AO, 2005] à 85 m^3 [HOWARD-REED, 2008]). Ces tests en chambre permettent de se rapprocher des conditions d'une installation existante (par exemple l'étude du recyclage de l'air [MATSUMOTO, 2009]), et également d'étudier l'impact de la présence de l'épurateur sur l'ambiance de la chambre. Néanmoins, les conditions d'essais sont souvent trop éloignées de la réalité et, comme dans beaucoup d'autres domaines techniques, il convient d'être conscient des différences qui peuvent exister entre l'efficacité définie dans des conditions de fonctionnement spécifiques et maitrisées (débit, type de polluant, concentration, …), et l'efficacité en configuration réelle de fonctionnement, caractérisée notamment par des concentrations et des polluants variables dans le temps. VIZHEMEHR et al. [2013] ont tenté d'établir des corrélations, basées sur des lois physiques, entre des résultats d'essais pour des grandes concentrations et des résultats d'essais pour des petites concentrations, dans le cas de la filtration moléculaire. Mais les hypothèses restent trop nombreuses pour s'affranchir de tests en conditions réelles. Les études in situ, troisième moyen d'essai, viennent compléter les deux autres, mais ce sont aussi les plus couteuses, celles qui nécessitent les plus gros moyens, surtout quand il s'agit de tester des épurateurs CVC. Et c'est là une de leur limite : on ne retrouve dans nos études recensées que 13 études dans des bâtiments réels, quasiment toutes concernant la filtration mécanique. Une autre de leur limite est que les résultats restent limités aux conditions environnementales des tests (climat, pollution extérieure, position dans l'installation, …), les résultats obtenus sont donc difficilement exploitables dans d'autres cas.

C'est ainsi que 68 % des études recensées ont été réalisées à l'aide d'un banc d'essai amont / aval : moyen d'essai le plus facile à mettre en place, il donne des mesures de l'efficacité des systèmes et de leur impact possible sur la QAI à travers le calcul du CADR. Aucune norme d'essai n'existe aujourd'hui malgré plusieurs tentatives d'auteurs indépendants qui proposent des bancs d'essai pour tests standards spécifiques aux épurateurs CVC, comme par exemple BASTANI et al. [2010].

Comme évoqué précédemment, plusieurs paramètres peuvent influencer l'efficacité d'un système : la concentration initiale du (des) polluant(s) prioritairement visé(s), le débit de passage de l'air dans le système, l'humidité relative, la présence ou non d'autres composés et leur concentration. Etonnamment, aucune information sur l'influence de la température, dans les gammes de température concernées, n'a été recensée. L'efficacité des systèmes est une fonction de tous ces paramètres. Bien que nous ne disposons aujourd'hui pas d'informations suffisantes pour déterminer

l'indépendance des variables en termes d'efficacité des systèmes, nous avons fait le choix, pour plus de clarté, de proposer une analyse paramètre par paramètre, toutes techniques confondues.

2.1.3.2.1. Influence de la concentration

Différentes concentrations initiales à l'entrée des épurateurs d'air conduisent à différentes efficacités. Selon la technique d'épuration employée, l'effet de cette concentration n'est pas le même. Pour trois des six techniques d'épuration : filtration mécanique, UVGI et ozonation, aucune donnée concernant l'influence de ce paramètre n'a été identifiée. Pour la photocatalyse, technique où l'on trouve le plus de données disponibles, de nombreuses études montrent que l'efficacité semblent diminuer lorsque la concentration croît dans le domaine des concentrations élevées, quel que soit le polluant gazeux étudié. Ce constat est moins évident dans le domaine des concentrations plus faibles (< 200 µg.m^{-3}). ASSADI et al. [2013], MACIUCA et al. [2012], PENGYI et al. [2003] et SHEN et KU [2002], font partie des auteurs qui ont étudiés des photocatalyseurs à des concentrations assez élevées, respectivement de 25 000 à 100 000 µg.m^{-3} d'isovaléraldéhyde, de 100 000 à 350 000 µg.m^{-3} d'isovaléraldéhyde, de 18 000 à 570 000 µg.m^{-3} de toluène et de 171 000 à 2 000 000 µg.m^{-3} de trichloroéthène. Ces quatre études distinctes montrent la même tendance : l'efficacité diminue significativement lorsque les concentrations augmentent. Le même constat est fait pour des concentrations un peu plus faibles : JEONG et al. [2004] constatent une diminution de l'efficacité de 100 % à 80 % pour des concentrations en toluène variant de 2 000 à 37 000 µg.m^{-3}. Dans les mêmes ordres de grandeur, ZHONG et al. [2013] font aussi ce constat pour un plus grand nombre de polluants gazeux : éthanol (de 39 % à 17 %), 1-butanol (de 17 % à 10 %), hexane (de 6 % à 2 %), octane (de 5 à 2 %), acétone (de 21 % à 6 %), MEK (de 13 % à 5 %), toluène (de 17 % à 10 %), et p-xylène (de 14 % à 5 %). Dans d'autres études réalisées avec des concentrations relativement élevées, les auteurs ne relèvent cependant pas de variabilité de l'efficacité en fonction de ce paramètre [PEI, 2011b]. L'évolution des efficacités en fonction de la concentration est plus difficile à analyser dans le domaine des concentrations plus faibles (< 200 µg.m^{-3}) et finalement représentatives des conditions rencontrées pour le traitement de l'air intérieur. HODGSON et al. [2005], qui ont réalisé des tests sur 37 polluants gazeux à des concentrations variant de 4 à 252 µg.m^{-3} et à deux débits, 170 m^3.h^{-1} et 580 m^3.h^{-1}, montrent ainsi que les tendances sont différentes selon les polluants étudiés : à 170 m^3.h^{-1}, quatre polluants voient leur efficacité augmenter avec la concentration ; il s'agit de l'éthanol, de l'isopropanol, du MTBE, et du 2-butanone. Pour les 33 autres, la tendance est une diminution de l'efficacité lorsque la concentration à l'entrée de l'épurateur croît. Cependant, cette diminution n'est considérée comme significative que pour 12 d'entre eux. A 580 m^3.h^{-1}, plus aucun polluant ne voit son efficacité augmenter avec la concentration. Dans 70 % des cas, l'efficacité est indépendante de la concentration. Dans les autres cas, elle diminue de façon importante lorsque les concentrations augmentent.

En ce qui concerne les autres techniques, le champ d'étude est beaucoup plus restreint. Dans le cas de l'ionisation, seules des études où les concentrations testées sont supérieures à 100 000 µg.m^{-3} sont disponibles. A ce niveau de concentrations, GANDHI et al. [2013], KIM et al. [2002] et SUN et al. [2013] s'accordent à dire que l'efficacité diminue significativement lorsque la concentration diminue. Aucune information n'est à ce jour disponible pour une éventuelle corrélation entre ces résultats à des concentrations élevées et des résultats virtuels à des concentrations plus réalistes.

Dans le cas de l'adsorption, on ne trouve également que des études où les polluants sont testés à des concentrations nettement supérieures à celles que l'on peut trouver dans des bâtiments non-industriels courants : PEI et ZHANG ont montré dans leurs études que l'efficacité augmente avec la concentration pour le formaldéhyde (testé entre 2 000 et 15 000 µg.m^{-3}, [PEI, 2011a]), le toluène et le benzène (testés entre 5 000 et 300 000 µg.m^{-3}, [PEI, 2012]). SHAVERDI et al. [2013] montrent la même tendance pour deux autres polluants gazeux : le MEK et le n-hexane, testés entre 40 000 et

350 000 µg.m^{-3}, en étudiant non pas directement l'efficacité, mais le temps nécessaire pour diminuer la concentration ambiante de 50 % par rapport à son niveau initial : celui-ci diminue lorsque la concentration augmente, l'efficacité augmente donc avec la concentration. Seul NAVARRI et al. [2001], qui ont mesuré l'efficacité d'un filtre à adsorption vis-à-vis de trois polluants gazeux, le xylène, l'acétate d'éthyle et le perchloréthylène, à des concentrations variant de 176 000 à 817 000 µg.m^{-3}, concluent que la concentration n'a pas eu d'influence significative sur l'efficacité d'un filtre moléculaire lors de leur étude.

2.1.3.2.2. Influence du débit d'air

La manière dont le débit d'air qui passe à travers un épurateur impacte sur sa performance doit être analysée à deux niveaux : en termes d'efficacité, l'augmentation du débit se traduit par une augmentation de la vitesse de passage de l'air, une diminution du temps de résidence de l'air dans le système, et par conséquent le plus souvent une diminution de l'efficacité. En termes d'impact sur la qualité de l'air intérieur, l'augmentation du débit d'air peut néanmoins contribuer à améliorer la performance par le fait que le système traite un volume plus important d'air pendant une même unité de temps (débit d'air épuré plus grand malgré une efficacité plus faible). Pour synthétiser les conclusions issues de la bibliographie quant à l'influence du débit d'air qui passe à travers un système d'épuration, il est donc primordial de dissocier les études dans lesquelles ont été mesurées les concentrations en polluant en amont et en aval du système pour différents débits ou vitesses de passage de l'air, de celles où l'influence du débit / de la vitesse de passage a été étudié à partir de mesures (décroissances) de concentrations dans une chambre d'essai ou un bâtiment réel. Pour deux des six techniques d'épuration : ionisation et ozonation, aucune donnée concernant l'influence de ce paramètre n'a été identifiée.

Pour la photocatalyse, AO et LEE [2003] ont testé l'efficacité d'un prototype vis-à-vis de cinq polluants : le monoxyde de carbone, le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et l'o-xylène, à des débits très faibles, autour d'1 m^3.h^{-1}. En revanche, les concentrations initiales sont relativement proches de la réalité des bâtiments non-industriels puisqu'elles varient entre 60 et 250 µg.m^{-3}. Ces auteurs montrent que l'efficacité diminue significativement lorsque le débit augmente, mais plus ou moins selon les catalyseurs et les polluants. PENGUY et al. [2003] et QUICI et al. [2010] ont également étudié un prototype de photocatalyseur, uniquement vis-à-vis du toluène, à des débits voisins de ceux de l'étude de AO et LEE, autour d'1 m^3.h^{-1}. Les tendances sont les mêmes : une forte diminution de l'efficacité lorsque le débit augmente. ZHONG et al. [2013] et HODGON et al. [2005] ont eux aussi évalué l'efficacité de photocatalyseurs, mais à des débits plus importants, respectivement de 40 à 250 m^3.h^{-1} et de 170 à 250 m^3.h^{-1}. L'étude de ZHONG et al. montre que l'efficacité diminue avec l'augmentation du débit, mais elle précise que les efficacités diminuent plus pour l'éthanol et l'hexane que pour l'acétone et le toluène. HODGSON et al. concluent pour leur part que l'efficacité est quasi-indépendante du débit, les variations observées restant dans le domaine d'incertitude des mesures. Les conclusions les plus intéressantes émanent finalement de l'étude de DESTAILLATS et al. [2012] qui ont testé un système CVC commercial dans un domaine de concentrations réalistes pour huit polluants et à des débits variant de 178 à 878 m^3.h^{-1}. Les auteurs s'intéressent à l'impact du caractère plus ou moins volatile des polluants et remarquent que l'efficacité pour les espèces les moins volatiles (undécane, o-xylène et 1-butanol) est plus importante à fort débit et peu impactée par les variations de débit. Au contraire, l'efficacité pour les espèces les plus volatiles (formaldéhyde, acétaldéhyde et benzène) diminue très fortement lors des augmentations de débit.

Pour les autres techniques d'épuration, les études traitant de l'influence du débit d'air traversant conduisent à la même tendance générale, à savoir une diminution de l'efficacité avec une augmentation du débit. Cela a été observé par NAVARRI et al. [2001] pour des filtres moléculaires, par DESTAILLATS et al. [2011] pour l'adsorption de l'ozone par les filtres à particules, et par

DIEZ MAROTO [2001] pour la captation des particules par différents types de filtres mécaniques. Il convient cependant de préciser que l'objectif de cette dernière étude portait sur la filtration des particules fines et ultrafines. Pour des particules de taille plus importante, l'augmentation de la vitesse de passage de l'air peut contribuer à augmenter l'efficacité de filtration par une intensification du processus de captation par impaction sur les fibres.

Concernant les études ciblées sur l'impact des systèmes sur la QAI, à partir du suivi des concentrations dans une enceinte réelle ou expérimentale, le sens dans lequel le débit d'air influe sur la performance du système apparaît moins net et systématique. WANG et ZHANG [2011] ont par exemple testé in situ un prototype d'épurateur CVC combinant deux techniques, l'adsorption et la biofiltration qui a été installé dans le réseau de ventilation d'un espace de bureaux de 96,8 m². Six débits compris entre 250 et 930 $m^3.h^{-1}$ ont été testés conduisant les auteurs à conclure que plus le débit est important, meilleure est la QAI dans l'espace de bureaux. En revanche, pour des systèmes UVGI testés eux-aussi in situ, LEE et BAHNFLETH [2013] n'ont pas pu mettre en évidence une quelconque influence du débit. Comme expliqué en introduction de ce paragraphe, ces résultats ne contredisent en rien les conclusions des études citées ci-dessus, mais illustrent bien la dualité des effets de l'augmentation du débit sur l'amélioration de la qualité de l'air que peut susciter la mise en place de l'épurateur, à savoir le plus souvent une diminution de l'efficacité intrinsèque qui n'est qu'en partie compensée, ou au contraire rendue insignifiante, par l'augmentation du volume traité.

2.1.3.2.3. Influence de l'humidité

La vapeur d'eau est présente en beaucoup plus grande quantité que les polluants dans l'air intérieur. On peut alors s'attendre à un phénomène de compétition entre les polluants et la vapeur d'eau, largement confirmée par la littérature. Pour trois des six techniques d'épuration : filtration mécanique, UGGI et ozonation, aucune donnée concernant l'influence de ce paramètre n'a été identifiée.

Dans cette partie, nous étudierons de manière simultanée la photocatalyse et l'adsorption car, comme détaillé dans la partie 2.1.1.4 concernant la photocatalyse, les étapes du processus régissant cette technique sont similaires à celles observées dans le cas de l'adsorption par des matériaux poreux, les réactions en surface constituant la seule étape supplémentaire. Les surfaces des photocatalyseurs sont généralement hydrophiles. Si on commence par s'intéresser à la physique de l'adsorption de l'eau pour essayer de comprendre les différents phénomènes qui peuvent influencer l'adsorption des polluants, on peut définir trois phases d'adsorption de l'eau à la surface d'un matériau en fonction d'une humidité relative croissante : la première correspond à l'adsorption monocouche, la deuxième à l'adsorption bicouche, et la troisième à l'adsorption multicouche. En se basant sur ce processus d'adsorption de l'eau, on peut penser qu'au départ, pour des faibles humidités relatives, les molécules d'eau et les polluants sont en concurrence car les molécules d'eau sont liées au matériau et ont donc peu d'énergie d'attraction. Une augmentation de l'humidité amenant à l'adsorption bicouche, pourrait entrainer une neutralité des molécules d'eau vis-à-vis des polluants. En revanche, l'adsorption multicouche pourrait donner naissance à une collaboration entre l'eau et les polluants car les molécules d'eau sont de moins en moins liées avec le matériau et peuvent par exemple dissoudre les polluants, ce qui s'apparenterait à une forme d'adsorption. Cependant, les polluants non solubles voient simplement les capacités d'adsorption du matériau fortement diminuées par la diminution de la disponibilité des sites actifs. Cette diminution est proportionnelle à l'affinité relative du polluant et de la vapeur d'eau pour l'adsorption à la surface du catalyseur. En contrepartie, la présence de vapeur d'eau dans l'air est indispensable pour former les radicaux hydroxyles qui initient le processus d'oxydation photocatalytiques des COV. Pour la photocatalyse, il y a donc potentiellement deux effets antagonistes à considérer pour analyser l'influence de l'humidité [LYU, 2013].

Plusieurs études expérimentales ont abordé ce sujet à commencer par THEVENET et al. [2008] qui ont montré une diminution de l'efficacité d'épuration de l'acétylène par un prototype couplant plasma

et photocatalyse. AO et LEE [2005] ont également conclu à une diminution significative (en moyenne de 25 % à 10 %) de l'efficacité de leur prototype couplant adsorption et photocatalyse, et testé vis-à-vis du benzène, de l'éthylbenzène et de l'o-xylène, lors d'une augmentation de l'humidité relative de 8 % à 84 %. CAO et al. [2000] ont eux aussi identifié une diminution de l'efficacité vis-à-vis du toluène pour une gamme d'humidité relative plus restreinte : de 5 à 40 %. PENGUY et al. [2003], pour le même polluant testé à des concentrations équivalentes et le même type de catalyseur, conclut lui que l'humidité relative a assez peu d'influence sur l'efficacité après l'avoir fait varier de 20 à 60 %. Finalement, plusieurs auteurs tendent à démontrer que l'impact de l'humidité relative doit être analysé en dissociant le domaine des basses et des hautes humidités relatives. MO et al. [2010] montrent en effet que l'efficacité de leur prototype de photocatalyseur vis-à-vis du toluène (à des concentrations comprises entre 100 et 200 $\mu g.m^{-3}$) augmente jusqu'à un maximum puis décroit quand l'humidité relative croit linéairement. La valeur d'humidité relative pour laquelle l'efficacité est maximale dépend de la concentration en toluène à l'entrée du système. Elle varie de 16 % pour une concentration d'environ 100 $\mu g.m^{-3}$, à 42 % pour une concentration d'environ 200 $\mu g.m^{-3}$. ASSADI et al. [2013] montrent le même type de tendance lors de l'évaluation de leur prototype de photocatalyseur vis-à-vis de l'isovaléraldéhyde testé à des concentrations nettement supérieures (de 25 000 à 100 000 $\mu g.m^{-3}$) : une légère augmentation de l'efficacité pour une augmentation de 5 à 52 % de l'humidité relative, puis une diminution de l'efficacité lorsque l'humidité relative augmente jusqu'à 82 %. KIBANOVA et al. [2012] sont un peu plus nuancés puisque l'efficacité de leur prototype couplant adsorption et photocatalyse vis-à-vis du formaldéhyde semble ne pas être impactée par l'évolution de l'humidité relative entre 0 et 10 %, puis diminue de 57 à 45 % lorsque l'humidité croît de 10 à 65 %. ZHONG et al. [2013] ont eux testé un photocatalyseur commercial vis-à-vis de plusieurs polluants mais n'ont évalué l'impact de l'humidité sur l'efficacité que pour un seul, l'éthanol. Ils interprètent également l'impact de l'humidité en considérant deux domaines mais n'arrivent pas tout à fait aux mêmes conclusions : l'efficacité diminue quasi-linéairement jusqu'à 40 % d'humidité relative, puis l'humidité ne semble plus avoir d'impact entre 40 % et 60 %. Il ne semble ainsi pas évident de tirer de la bibliographie des règles générales et définitives concernant le domaine d'impact de l'humidité relative sur l'efficacité des systèmes d'épuration par photocatalyse. Ceci est d'autant plus vrai que, comme mentionné ci-dessus, à la variabilité résultant des propriétés physico-chimiques des polluants et des conditions opératoires s'ajoute la variabilité relevant de la nature du catalyseur. Cela a été mis en évidence par WANG et al. [2013b] qui ont mesuré l'efficacité d'épuration du formaldéhyde avec trois catalyseurs différents. Pour le premier, l'efficacité diminue nettement de 50 à 37 % lorsque l'humidité relative augmente de 20 à 87 % ; pour le second, l'efficacité diminue lorsque l'humidité augmente entre 20 et 50 %, puis augmente lorsque l'humidité continue de croître jusqu'à 80 % ; enfin pour le troisième, l'efficacité augmente avec l'humidité lorsque celle-ci varie de 20 à 80 %.

2.1.3.2.4. Influence de la présence d'un ou de plusieurs autre(s) polluant(s)

Plusieurs auteurs se sont penchés sur la différence entre l'efficacité d'un système d'épuration vis-à-vis d'un polluant testé seul et l'efficacité de ce même système vis-à-vis de ce même polluant mais testé en mélange, c'est-à-dire en présence d'autres polluants. La plupart des études recensées s'adressent encore une fois à la photocatalyse et dans une moindre mesure à la filtration moléculaire. Aucune donnée concernant l'influence de ce paramètre n'a été identifiée pour l'ozonation et l'UVGI.

A ce sujet, LYU et al. [2013] font une première remarque intéressante : pour ces procédés, les auteurs ont vérifié, pour des concentrations de l'ordre d'une centaine de $\mu g.m^{-3}$, qu'il peut y avoir co-adsorption, ou co-dégradation selon la technique, des polluants. LYU et al. [2013] affirment que la présence d'autres composés peut inhiber ou au contraire améliorer les efficacités individuelles dans le cas de la photocatalyse.

AO et al. [2004] n'ont relevé aucune influence de la présence de NOx sur la dégradation du formaldéhyde pour des concentrations inférieures ou égales à 100 µg.m^{-3} et ont logiquement conclu que la présence d'oxydes d'azote n'a aucune influence dans leur domaine de concentration couramment rencontré. CHEN et ZHANG [2006] ont pour leur part testé un prototype de photocatalyseur CVC vis-à-vis de plusieurs mélanges de polluants à des concentrations d'un ordre de grandeur supérieur. Ils constatent que les efficacités ne varient pas, ou très peu, si le mélange est composé de deux ou trois polluants. En revanche, les efficacités individuelles diminuent significativement quand le mélange est composé de seize polluants. LAMAA et al. [2014] qui ont eux-aussi procédé à des mesures avec des polluants à forte concentration ont récemment confirmé et reformulé cette information en concluant que l'efficacité individuelle diminue avec la présence d'un autre composé, mais qu'elle ne diminue pas de la même façon selon les proportions du mélange.

L'ensemble de ces résultats tend à montrer que les éventuelles interactions entre polluants à l'intérieur d'un système photocatalytique s'exercent au niveau de l'adsorption à la surface du catalyseur. Elles n'ont de conséquences sur l'efficacité que si le nombre de sites actifs de surface devient limitant du fait d'un nombre d'espèces en présence important et / ou de concentrations élevées. Cette explication est d'autant plus vraisemblable que les conclusions quant à l'influence de mélange sont identiques pour la filtration moléculaire ([VIZHEMEHR, 2011], [HACHIMI, 2014]) : l'efficacité individuelle diminue avec la présence d'autres composants, la raison invoquée étant la compétition pour les sites actifs disponibles. Il est tout de même important de relever que pour arriver à cette conclusion, seules des études à des concentrations très élevées ont été identifiées (de l'ordre de 60 000 – 75 000 µg.m^{-3}). Il est donc possible que les conclusions soient différentes à des concentrations proches des celles couramment rencontrées dans les milieux intérieurs des bâtiments non-industriels.

KARUPPIAH et al. [2012] ont étudié l'impact de mélanges sur l'abattement des concentrations de trois polluants gazeux par un système d'ionisation (effet plasma) : en l'occurrence, deux voient leur efficacité augmenter lorsqu'ils sont testés en mélange : de 75 à 100 % pour le toluène, et de 40 à 50 % pour le chlorobenzène. Celle du benzène n'est pas impactée et reste égale à 60 %. Une des explications avancée par les auteurs est la réaction des composés primaires avec des produits intermédiaires de réactions des autres polluants primaires. Les auteurs précisent également que l'impact de la présence d'autres composés sur l'efficacité individuelle dépend très fortement des composés formant le mélange.

2.1.3.3. Innocuité des systèmes d'épuration

Les aspects liés à l'innocuité des systèmes d'épuration concernent l'émission dans l'air de polluants au passage dans le système, soit par l'émission directe de substances ou d'agents présents dans le procédé (dégagement de gaz par les matériaux constitutifs du procédé, émissions de particules par érosion des matériaux, émissions de spores ou de COV microbiens par les microorganismes qui se sont développés dans les filtres), soit par une minéralisation incomplète des polluants primaires dans le cas de systèmes fonctionnant par oxydation (on parle alors de produits intermédiaires ou de polluants secondaires). Dans ce dernier cas, les substances produites peuvent être plus nocives à la santé que les substances initialement contenues dans l'air, ce qui continue à alimenter des débats passionnés sur le bien-fondé des techniques d'épuration concernées. Ce problème ne doit cependant pas être traité de manière manichéenne à l'échelle des techniques, mais au contraire de manière globale et à l'échelle des produits (systèmes) en jugeant objectivement des quantités de composés secondaires produites, et en mettant en relation la dégradation de la qualité de l'air ainsi occasionnée vis-à-vis de ces substances avec l'amélioration de la qualité de l'air suscitée vis-à-vis d'autres composantes de la pollution intérieure. L'analyse bibliographique qui suit s'est inscrite dans cette

logique : elle identifie les études qui ont cherché à caractériser en nature et en quantité les émissions primaires ou secondaires par différents systèmes d'épuration.

Innocuité des techniques destructives : photocatalyse et ionisation

Le plus grand nombre d'études concerne les systèmes employant les techniques destructives basées sur l'oxydation des polluants gazeux, particulièrement la photocatalyse et les procédés basés sur l'ionisation (incluant donc le plasma froid). On trouve dans la littérature moins d'étude traitant du traitement de l'air par UVGI ou par ozonation, ce qui peut s'expliquer par le fait que ces techniques produisent de l'ozone et que c'est un problème bien connu. ZHONG et al. [2013] ont montré la production de polluants secondaires issue de la décomposition incomplète de COV par des photocatalyseurs CVC commerciaux. Huit polluants primaires sont étudiés : toluène, p-xylène, éthanol, 1-butanol, acétone, MEK, hexane, octane. Pour chacun d'eux, les auteurs dressent la liste des polluants secondaires et indiquent leurs concentrations en aval du système. Ces polluants secondaires diffèrent selon le polluant primaire mais deux sont présents dans tous les cas : le formaldéhyde, et l'acétaldéhyde. Ces substances ne sont par ailleurs pas toujours émises dans les mêmes proportions : par exemple, la production d'acétaldéhyde qui résulte de la dégradation de l'éthanol est dix fois plus élevée que celle résultant de la dégradation des autres COV, à concentration dans l'air identique en amont du système. HODGSON et al. [2005] testent également des photocatalyseurs CVC et identifient également le formaldéhyde et l'acétaldéhyde comme polluants secondaires issus de la dégradation d'une liste bien plus importante de COV primaires testés en mélange. Cependant, c'est l'acétone qu'ils identifient comme le polluant secondaire le plus produit, et ils notent la présence non négligeable de deux autres composés : l'acide formique et l'acide acétique. Ils précisent dans leur étude les risques qui peuvent être engendrés par la présence des polluants secondaires identifiés : les risques pour la santé des occupants liés à la dangerosité du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde, tous deux classés comme étant cancérigènes, et les problèmes de confort olfactif qui peuvent être entrainés par l'odeur gênante de l'acide acétique. Dans le contexte d'une réflexion plus générale sur l'émission dans l'air de composés secondaires, KARUPPIAH et al. [2012] précisent qu'on trouve également dans l'air intérieur des substances chlorées ou bromées (utilisées le plus souvent dans ce dernier cas comme retardateurs de flamme dans les appareils électriques ou le mobilier) qui, même dans le cas d'une minéralisation complète, donnent nécessairement lieu à une production de substances autres que CO_2 et H_2O. En étudiant l'oxydation photocatalytique du chlorobenzène, KARUPPIAH et al. ont par exemple mis en évidence la présence de chlore (Cl_2) et d'acide chlorhydrique à la sortie du réacteur testé. D'autres études ont mis en évidence la production de phosgène à partir de ces composés halogénés, et en particulier du trichloroéthylène ([AMAMA, 2001] ; [AMAMA, 2002] ; [AMAMA, 2004] ; [HEWER, 2009] ; [JACOBY, 1994] ; [WANG, 2002] ; [DEBONO, 2011]).

Le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont omniprésents dans les listes de polluants secondaires identifiés. On les retrouve également dans l'étude de la dégradation du toluène par un autre prototype de photocatalyseur par MO et al. [2010], qui poussent leur étude un peu plus loin que l'identification et la quantification. Ils montrent que l'efficacité de dégradation du polluant primaire la plus grande n'implique pas forcément ni la plus grande émission de polluants secondaires, ni la plus petite. L'impact important de l'humidité sur l'émission des polluants secondaires est aussi étudié : plus l'humidité est grande, plus les émissions de polluants secondaires sont importantes. Les auteurs remarquent tout de même que cette règle ne semble pas valable quand l'humidité est extrêmement faible. Il est important de préciser qu'il n'y a pas de lien systématique entre efficacité et production de composés secondaires : l'efficacité peut baisser parce qu'il y a moins d'adsorption sur le photocatalyseur, ce qui n'implique pas forcément que la minéralisation est moins bonne. DEBONO et al. [2013] étudient également l'impact de l'humidité sur les émissions de polluants secondaires. Ils illustrent cet impact par un graphique représentant le ratio entre les concentrations en produits intermédiaires et les concentrations initiales de plusieurs polluants représentés en abscisse (Figure 2.20). Plus ce ratio est important, plus les émissions de polluants secondaires sont donc importantes.

On remarque rapidement que les émissions sont beaucoup plus importantes dans des conditions d'air humide (50 % d'humidité relative) que d'air sec. On note également que l'impact est plus ou moins important selon le polluant secondaire considéré.

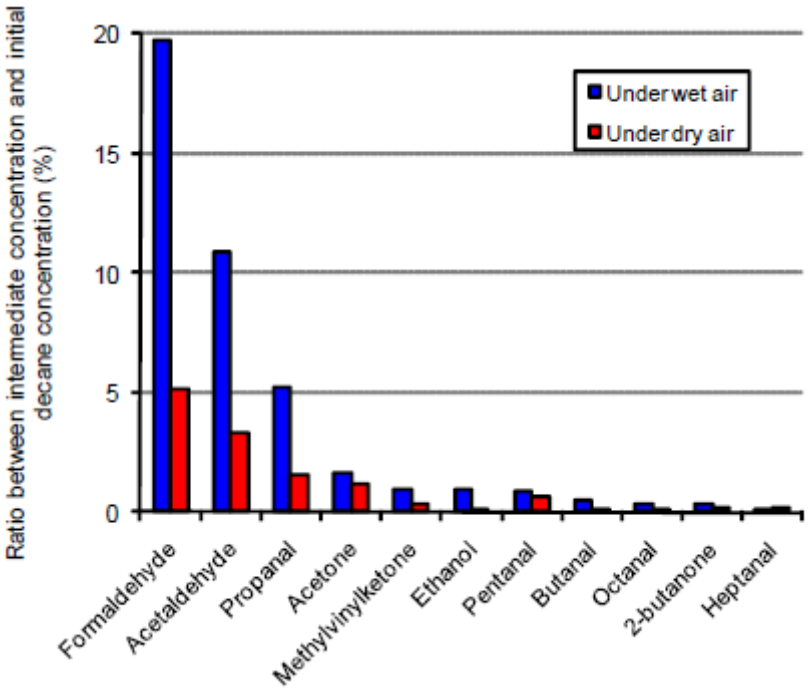


Figure 2.20 : Moyennes des ratios entre les concentrations maximales des polluants intermédiaires et les concentrations initiales de onze polluants sous des conditions d'air humide (50 % d'humidité relative) et d'air sec [DEBONO, 2013]

TOKAREK et al. [2011] mettent l'accent sur le fait que sur les cinq photocatalyseurs autonomes qu'ils testent dans leur étude, uniquement deux semblent ne rien émettre. De plus, ils réalisent des tests avec et sans polluant primaire et constatent que les émissions ne proviennent pas que de la décomposition des composés, mais aussi de l'appareil lui-même. GUNSCHERA et al. [2009] réalisent une étude qui va dans le même sens et détectent des émissions de polluants sans injection de COV en amont : ces émissions proviennent de l'appareil, et notamment du substrat présent sur les catalyseurs.

Des études similaires sont menées pour les ioniseurs : TANG et al. [2013] identifient le formaldéhyde, l'acide formique, le monoxyde de carbone et l'ozone comme polluants secondaires les plus importants issus de la dégradation du toluène. WARING et SIEGEL [2011] conseillent de limiter l'utilisation de tels systèmes jusqu'à ce que leur innocuité soit démontrée, après avoir identifié des émissions d'ozone et de formaldéhyde par des ioniseurs autonomes. Dans leur précédente étude [WARING, 2008b], ils avaient mesuré des taux d'émission d'ozone compris entre 3,3 et 4,3 $\mu g.h^{-1}$, ce qu'ils avaient retranscrit en augmentation de la concentration ambiante par un calcul prédictif : pour un volume de 392 m^3, un renouvellement d'air équivalent à 0,5 h^{-1} et un taux de dépôt de l'ozone sur les parois de 4,0 h^{-1}, une augmentation d'une dizaine de ppb peut être prévue, soit une vingtaine de $\mu g.m^{-3}$. De plus, ils mettent en garde sur la possible apparition d'autres composés nocifs dus à la réaction de l'ozone avec des polluants déjà présents dans l'ambiance, comme par exemple les terpènes. Ils précisent que leur étude n'a pas montré de corrélation évidente entre les émissions de polluant secondaire et l'efficacité vis-à-vis des polluants primaires. GANDHI et al. [2013] étudient quant à eux l'impact du traitement des matériaux et constatent que les polluants secondaires principaux diffèrent d'un cas à l'autre.

Certains auteurs préconisent le couplage de techniques pour diminuer ces émissions de polluants secondaires. C'est le cas de THEVENET et al. [2007] qui montrent l'intérêt du couplage de la photocatalyse et du plasma froid dans l'étude de la dégradation de l'acétylène.

Innocuité des systèmes fonctionnant par captation

Les émissions non désirées et non contrôlées de polluants ne concernent pas que les systèmes employant des techniques destructives. En effet, quelques études se sont penchées sur les réactions qui existent entre les composés présents dans l'air et les matériaux composant les fibres des filtres mécaniques. On peut notamment citer l'étude de DESTAILLATS et al. [2011] qui s'est intéressée aux émissions de filtres composés de fibres de différentes natures lorsqu'ils sont exposés à de l'ozone d'origine extérieure. Les polluants principaux secondaires identifiés sont de nouveau le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. Une de leurs conclusions est que la nature des fibres ne semble pas avoir d'impact sur ces émissions. En revanche, l'émission des polluants secondaires est plus importante avec un filtre usagé, chargé en particules qu'avec le même filtre à l'état neuf, et augmente avec l'humidité. Elle reste néanmoins marginale comparée aux autres sources de polluants dans le bâtiment. Les tests de DESTAILLATS et al. ont été réalisés à des débits très bas (inférieurs à 1 $m^3.h^{-1}$) et donc très éloignés des conditions d'installation réelles, mais l'acétaldéhyde et le formaldéhyde figurent parmi les treize carbonyles identifiés comme étant des polluants secondaires issus de la dégradation de l'ozone sur les filtres à particules dans l'étude de LIN et CHEN [2014]. Les auteurs évoquent deux raisons : d'une part les réactions avec les composés présents dans le média filtrant, d'autre part les réactions avec les composés associés aux particules captées. SIDHESWARAN et al. [2013] estiment pour leur part que la conséquence sur la QAI des réactions de l'ozone avec les filtres installés dans les réseaux de ventilation est une augmentation de 4 à 6 $\mu g.m^{-3}$ de la concentration ambiante en formaldéhyde. Ils réalisent des tests avec différents types de filtres avec et sans substrat couvrant et arrivent à la conclusion que les substances composant les substrats semblent les principaux émetteurs. Ils tentent d'établir une loi entre ces émissions et l'humidité relative, cette loi semble avoir une croissance exponentielle (mais avec seulement trois points).

Un dernier système n'a pas été évoqué jusqu'ici : les systèmes employant la biofiltration. GARCIA-PEREZ et al. [2013] étudient la production d'acide formique liée à la dégradation des COV. Ce composé affecte les microorganismes qui sont la base même du système, son accumulation diminue ainsi l'efficacité de ces systèmes.

2.1.3.4. Paramètres énergétiques

L'énergie est un sujet majeur aujourd'hui et la problématique énergétique concernant les épurateurs d'air est traitée dans la littérature pour deux raisons :

- (i) Les filtres couramment installés dans les installations de ventilation mécanique ont été identifiés comme sources de consommation énergétique du fait d'une augmentation des pertes de charge. En améliorant leur efficacité énergétique, les consommations liées à la ventilation seront diminuées.
- (ii) Une autre solution pour diminuer les consommations liées à la ventilation est la mise en place d'épurateurs d'air complémentaires qui permettraient, en théorie, de diminuer les débits d'air neuf sans pour autant dégrader la QAI.

La technique la plus étudiée de ce point de vue est la filtration mécanique car c'est la plus employée et la plus connue à ce jour. La consommation énergétique afférente à la filtration mécanique de l'air résulte de la consommation électrique additionnelle du (des) ventilateur(s) pour faire passer l'air à travers le(s) media(s) filtrant(s). Elle est directement proportionnelle à la perte de charge induite par le(s) filtre(s), ΔP (Pa), et peut être calculée par la relation :

$$E(kWh) = \frac{Q_v \times \Delta P \times t}{3600 \times \eta \times 1000}$$ Équation 2.3

Où : Q_v ($m^3.h^{-1}$) correspond au débit volumique d'air qui passe à travers le filtre,

η au rendement du ventilateur, et

t (h) à la période de fonctionnement.

C'est donc logiquement à la perte de charge que s'intéressent principalement les auteurs. GINESTET et al. [2011] ont testé plusieurs types de filtres et plusieurs combinaisons. Tout d'abord, ils vérifient que, dans tous les cas, la perte de charge augmente continuellement avec le temps. Ils évaluent ensuite l'intérêt de protéger un filtre classique (F7) par un filtre plus grossier (G4) installé en série en amont. Ils constatent que l'augmentation de la perte de charge est bien plus importante pour un filtre seul que pour un filtre protégé par un préfiltre : après 6,5 mois d'utilisation, elle peut atteindre jusqu'à 97 Pa pour un filtre seul contre à peine 10 Pa pour un filtre protégé par un préfiltre. FEDEL [2012] étudie quant à lui la prise en compte des traitements des medias, notamment pour les filtres à très haute performance. Il conclut qu'il est important de trouver le bon compromis entre le media et le traitement car plus le media seul est efficace, plus la résistance à l'air est importante et plus les consommations le sont également. L'auteur précise également que le choix d'un niveau de filtration suffisant est important, sélectionner un niveau plus efficace serait inutile et consommerait plus d'énergie.

Pour garantir un débit de ventilation adéquat tout en maintenant les dépenses énergétiques dans des limites raisonnables, les filtres à particules doivent être remplacés lorsque leur perte de charge atteint un seuil jugé critique. Dans le cadre des essais normatifs, le seuil est fixé à 250 Pa pour le groupe G, et 450 Pa pour les groupes M et F. Cependant, la norme NF EN 13053 [AFNOR, 2011] spécifie que les filtres installés doivent être changés plus fréquemment, à savoir quand leur perte de charge atteint :

- 150 Pa pour les filtres du groupe G,
- 200 Pa pour les filtres M5, M6 et F7,
- 300 Pa pour les filtres F8 et F9.

Ces recommandations émanent de calculs visant à déterminer l'optimum économique entre les coûts de renouvellement du filtre (achat, mise en place, destruction), qui augmentent dès lors que le seuil critique de pression différentielle est abaissé (le filtre est remplacé plus souvent), et le coût énergétique de la filtration, qui augmente avec le seuil critique de pression différentielle (colmatage plus important, et donc ΔP moyen plus élevé). Suivant le type de filtre utilisé et les conditions environnementales du site, la fréquence optimale de renouvellement se situe entre 180 et 250 Pa (Figure 2.21).

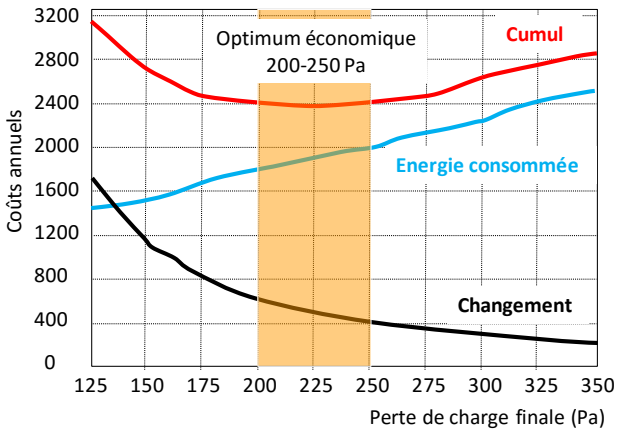


Figure 2.21 : Détermination de la fréquence de renouvellement du filtre sur la base de l'optimum économique d'après l'AICVF [2007]

Pour aller plus loin dans la prise en compte de la question énergétique, qui constitue maintenant un point incontournable de la conception des bâtiments, la méthode Eurovent permet désormais de mettre en relation l'efficacité d'un filtre, déterminée suivant les principes de la norme EN 779, avec son impact énergétique, défini par l'affectation à une classe énergétique variant comme pour les appareils électroménagers de A à G. Après avoir mesuré la perte de charge moyenne du filtre exposé à un aérosol modèle et procédé au calcul de la consommation annuelle en énergie, la classe et l'étiquette du filtre sont déterminées en utilisant les seuils définis dans le Tableau 2.6.

Classe énergétique	G4	M5	M6	F7	F8	F9
	M = 350g ASHRAE	**M = 250g ASHRAE**		**M = 100g ASHRAE**		
A	*0–600 kWh*	*0–650 kWh*	*0–800 kWh*	*0–1200 kWh*	*0 – 1600 kWh*	*0–2000 kWh*
B	*>600–700 kWh*	*>650–780 kWh*	*>800–950 kWh*	*>1200–1450 kWh*	*>1600–1950 kWh*	*>2000–2500 kWh*
C	*>700–800 kWh*	*>780–910 kWh*	*>950–110 kWh*	*>1450–1700 kWh*	*>1950–2300 kWh*	*>2500–3000 kWh*
D	*>800–900 kWh*	*>910–1040 kWh*	*>1100–1250 kWh*	*>1700–1950 kWh*	*>2300–2650 kWh*	*>3000–3500 kWh*
E	*>900–1000 kWh*	*>1040–1170 kWh*	*>1250–1400 kWh*	*>1950–2200 kWh*	*>2650–3000 kWh*	*>3500–4000 kWh*
F	*>1000–1100 kWh*	*>1170–1300 kWh*	*>1400–1550 kWh*	*>2200–2450 kWh*	*>3000–3550 kWh*	*>4000–4500 kWh*
G	*>1100 kWh*	*>1300 kWh*	*>1550 kWh*	*>2450 kWh*	*>3350 kWh*	*>4500 kWh*

M = quantité de poussière ASHRAE en gramme avec laquelle chaque filtre est chargé pour déterminer sa consommation d'énergie. Cette quantité de poussière est choisie sur la base d'une utilisation standardisée en CTA et pendant 1 an (6 000 h)

Tableau 2.6 : Seuils de consommation énergétique annuelle définissant les sept classes d'efficacité énergétique des filtres suivant la méthode Eurovent

C'est ainsi qu'un nombre important d'auteurs tentent de développer aujourd'hui des méthodes et des modèles qui permettent de prédire les coûts engendrés par la présence des filtres dans une installation : [MONTGOMERY, 2012], [WARING, 2008a], [ZAATARI, 2014],... BEKO et al. [2008] essayent d'aller plus loin en estimant et en mettant dans la balance à la fois les bénéfices et les coûts associés à la présence d'un filtre. Ils arrivent à la conclusion que les bénéfices totaux (baisse de mortalité, de problèmes de santé, d'arrêts de travail, …) sont largement supérieurs aux coûts engendrés. Ils mettent quand même en garde leurs lecteurs quant aux importantes incertitudes concernant les paramètres d'entrée de l'étude pris en compte.

FISK et al. [2011] partent du principe que la solution pour diminuer les consommations énergétiques liées à la ventilation est de diminuer les débits d'apport d'air neuf. La contrepartie actuelle étant la dégradation de la QAI, l'utilisation future d'épurateurs d'air sera nécessaire. Les auteurs posent alors la question suivante : existe-t-il aujourd'hui des épurateurs d'air à la fois efficaces et consommant peu d'énergie. Ils apportent une réponse sans hésitation pour les particules : oui, avec des filtres mécaniques classiques. En revanche, il leur est beaucoup moins évident de répondre pour les COV pour plusieurs raisons : les techniques à mettre en œuvre sont différentes et elles sont très peu employées aujourd'hui dans les bâtiments non industriels, assez peu étudiées concernant les problématiques énergétiques, et pour la plupart, toujours en cours de développement. La technique d'adsorption est la plus aboutie concernant l'épuration des COV mais FISK et al. précisent que cette technique est couteuse, qu'elle impose des pertes de charge importantes et qu'en plus sa durée de vie est incertaine dans des applications telles que la QAI aujourd'hui. D'autres auteurs jugent cette technique moins sévèrement et relativisent par rapport aux bénéfices qu'elle peut apporter. BEKO et al. [2009] jugent que l'impact énergétique lié aux pertes de charge est « *compensé* » par l'amélioration de la QAI. STANLEY et al. [2011] font le même constat lorsqu'ils qualifient de « *raisonnables* » les surconsommations engendrées par la présence d'un filtre moléculaire. SIDHESWARAN et al. [2011] réalisent une étude très intéressante dans laquelle elle estime que, dans le cas des bâtiments commerciaux, une efficacité de 20 % maximum est nécessaire pour des filtres à adsorption pour atteindre l'objectif d'une diminution de 50 % d'apport d'air neuf sans dégrader la QAI. FANG et al. [2008] cherchent à déterminer, comme BEKO et al. [2008] pour les filtres mécaniques, un ratio coûts / bénéfices. Ils arrivent rapidement à la conclusion que d'autres études sont nécessaires pour pouvoir évaluer à la fois l'impact énergétique et sanitaire des filtres à adsorption.

En ce qui concerne les autres techniques, FISK et al. [2011] indiquent qu'elles sont émergentes et / ou en train de faire face à des problématiques tels que l'innocuité pour la photocatalyse. L'étude de DESTAILLATS et al. illustre tout de même une évolution des pertes de charge pour des photocatalyseur identique à celles des pertes de charge des filtres mécaniques (Figure 2.22).

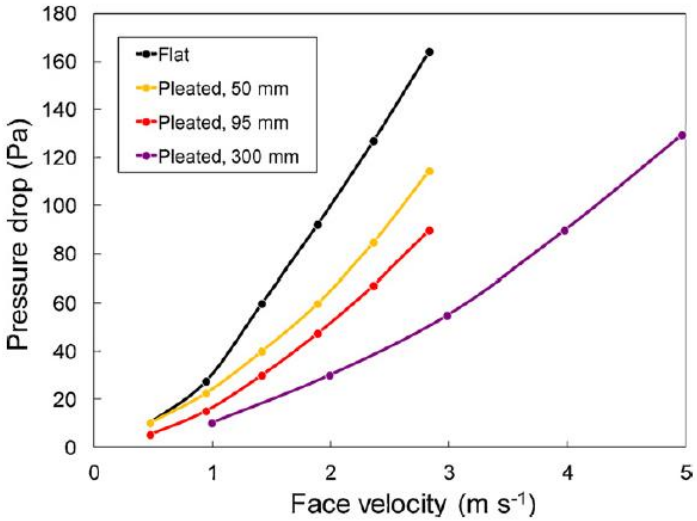


Figure 2.22 : Résultats d'une étude sur la dépendance des pertes de charge à la vitesse frontale pour des réacteurs photocatalytiques plat ou plissé avec un taux de TiO2 de 80 g.m² [DESTAILLATS, 2012]

TARANTO et al. [2009] ont quant à eux réalisé une étude concernant l'évolution des pertes de charge de prototypes de photocatalyseur en fonction du débit, pour plusieurs types de systèmes. Leur première conclusion est que la perte de charge augmente en fonction du débit. La seconde est que certains systèmes voient leur perte de charge 25 fois plus élevées qu'un autre dans les mêmes conditions expérimentales à un débit de 1800 $m^3.h^{-1}$. Cette étude révèle l'importance d'une évaluation complète des épurateurs, à la fois sanitaire et énergétique. La remarque finale de FISK et al. [2011]

est qu'il n'y a pas de conclusions concernant l'épuration des COV, pas de réponses finales aujourd'hui, mais que le futur s'annonce prometteur.

Une autre problématique énergétique concernant les épurateurs utilisant une technique active (photocatalyse, UVGI, ozonation et ionisation) existe dans la liste des consommations énergétiques additionnelles dues à la présence d'un épurateur mais n'a pas été identifiée dans les études recensées : il s'agit de la consommation électrique propre des systèmes.

Le bilan de toutes ces études est que la problématique énergétique dans le monde de l'épuration de l'air intérieur est encore naissante. Beaucoup d'auteurs émettent des idées en conclusions de leur papier. Les premières études qui tentent d'effectuer un bilan complet sont incertaines pour leurs paramètres d'entrée et assez simplistes concernant le comportement de l'épurateur étudié (souvent réduit à une efficacité unique et constante). Les systèmes d'épuration sont des systèmes complexes, avec beaucoup de paramètres pouvant influencer leurs performances. Le compromis sanitaire / énergétique est difficile à déterminer. Nous allons tenter par notre étude d'apporter des éléments de réponses complémentaires à ceux exploités jusqu'ici dans les études recensées. Nous avons évoqué plus haut les différentes limites liées aux approches expérimentales pour l'évaluation simple des performances d'un épurateur. Pour évaluer l'impact global de la présence d'un épurateur dans une installation d'un bâtiment non-industriel, nous avons donc choisi la voie de la modélisation.

2.2. Modélisation de la QAI

La modélisation de la QAI est une discipline encore en développement aujourd'hui, notamment parce que la phénoménologie du transport des polluants dans les environnements intérieurs est complexe et n'est pas encore totalement élucidée et maitrisée. Ce qu'il est important de pouvoir évaluer, c'est la diminution de l'exposition des occupants d'un bâtiment aux polluants d'air intérieur. Il est donc nécessaire de raisonner en exposition et ainsi recourir à des modèles dynamiques, capables de simuler le comportement du bâtiment sur des échelles longues, typiquement l'année pour reproduire les variations saisonnières mais avec un pas de temps suffisamment faible pour pouvoir évaluer correctement l'impact des différents processus qui gouvernent le transfert de polluants dans les espaces intérieurs et les équipements techniques du bâtiment.

D'une manière générale, il est d'usage de considérer que les variations de concentration en polluant au sein d'un volume de contrôle (c'est-à-dire un volume d'air élémentaire comme un petit volume d'air, un bureau, un ensemble de bureaux ou même un bâtiment entier) prédéfini résultent de cinq processus physiques ou chimiques illustrés par la Figure 2.23 :

- Les émissions par les sources internes (par les occupants et leurs activités, par les matériaux et par les équipements) représentées par le taux d'émission du composant considéré ;
- Les transports advectifs et diffusifs provenant des volumes de contrôles adjacents (y compris l'environnement extérieur) et sortants du volume de contrôle considéré en direction des volumes de contrôle adjacents (voir paragraphe 2.2.1) ;
- La production ou la disparition de polluants en phase aérienne par le biais de réactions chimiques pour les gaz ou par contact pour les particules qui peuvent mettre en jeu des phénomènes très complexes (ces phénomènes n'étant pas pris en compte dans ces travaux, ils ne seront pas développés dans ce document. Le lecteur désireux de s'informer sur le sujet peut néanmoins se référer à l'article de WESCHLER [2011] qui présente une synthèse complète des études et des connaissances acquises au cours des 20 dernières années.) ;

- Les interactions avec les matériaux en contact avec le volume de contrôle (voir paragraphe 2.2.2) ;
- L'abattement, ou dans certains cas la production, de polluants occasionné par les systèmes d'épuration mis en place (voir paragraphe 2.2.3).

Dans la suite de ce paragraphe, nous allons décrire ces différents phénomènes et proposer les modèles mathématiques adaptés. Ensuite, nous présenterons les outils qui permettent de représenter numériquement ces modèles.

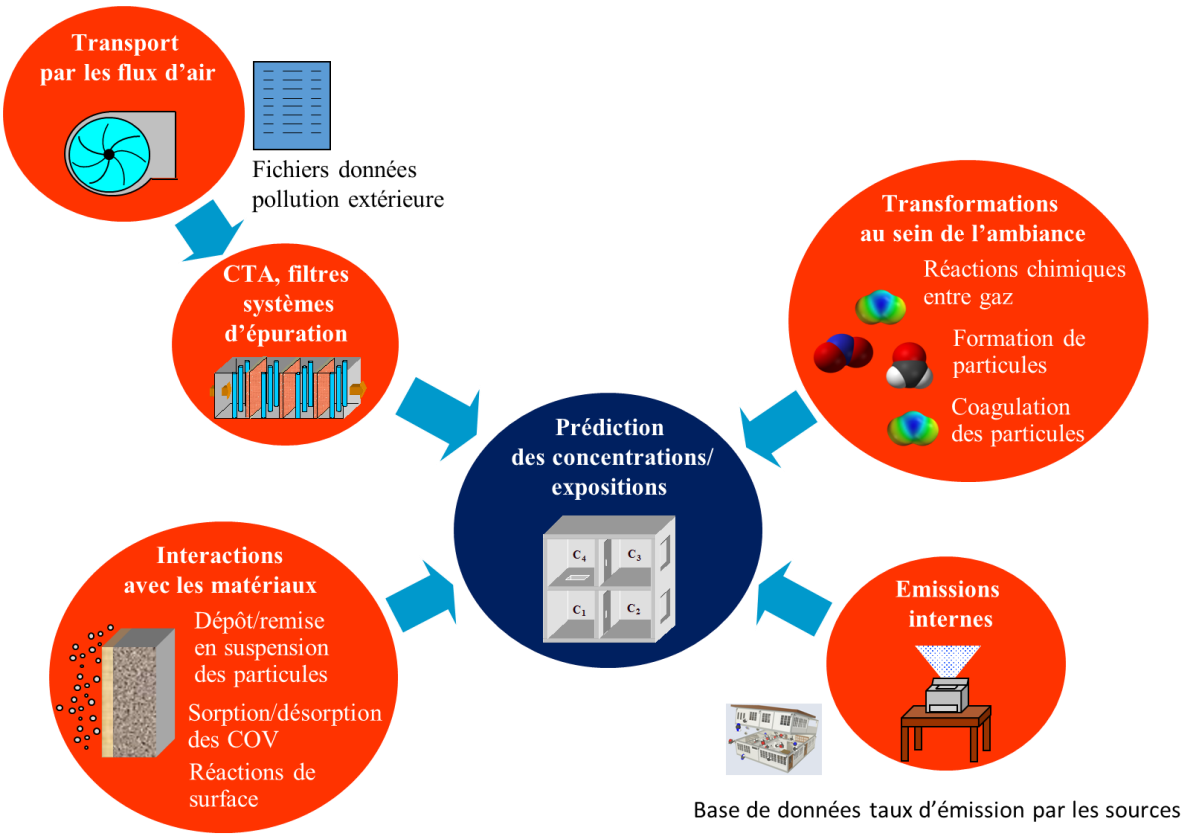


Figure 2.23 : Processus déterminant les concentrations intérieures en polluants [BLONDEAU, 2008a]

Remarque : Nous ne rappellerons pas dans cette partie bibliographique centrée sur la QAI les équations propres à la thermique. Pour les aspects thermiques et couplage QAI / thermique, on se reportera à la partie 3 concernant les développements numériques.

2.2.1. Phénomènes de transport des polluants

Les polluants, quels qu'ils soient, peuvent être transportés par advection ou par diffusion. L'advection est le transport d'une entité, gazeuse ou particulaire, sous l'influence du mouvement d'ensemble. Le transport par diffusion est dû à une réorganisation des entités présentes dans l'air, gazeuse ou particulaire, dans le but d'obtenir un mélange homogène. Il se fait sans mouvement d'ensemble, le moteur étant uniquement le gradient de concentration, et le frein les chocs entre entités. Dans la réalité, les deux phénomènes ont lieu simultanément. La diffusion est rarement représentée jusqu'à aujourd'hui. Pourtant, la contribution des phénomènes de diffusion peut être importante, notamment dans les cas où les vitesses d'air sont faibles.

En ce qui concerne les représentations mathématiques, il est habituel d'utiliser des modèles aérauliques classiques en leur ajoutant les informations nécessaires liées à la présence de chaque espèce transportée. Pour la représentation du phénomène d'advection, les liaisons aérauliques entre zones (intérieur / extérieur et intérieur / intérieur) sont modélisées par des éléments définis par une relation du type Q = f(ΔP). La formulation la plus utilisée est la loi de puissance empirique [WALTON, 1989] [BOYER, 1999]. La relation débit / pression est décrite comme suit :

$$Q_m = K\ \Delta P^n$$

Équation 2.4

Où : Q_m est le débit massique traversant l'élément aéraulique [kg.s^{-1}],

ΔP est la différence de pression entre les extrémités de l'élément aéraulique [Pa], et

K [kg.s^{-1}.Pa^{-n}] est un coefficient qui dépend de la section de passage et de la forme de la portion de réseau aéraulique alors que n caractérise l'écoulement. Il est d'usage d'utiliser n = 1/2 pour un écoulement dans un tube, n = 2/3 pour un écoulement dans une fente, et n = 1 pour un écoulement dans un milieu poreux.

La part du débit massique d'une entité i liée à l'advection $Q_{m,i,adv}$ est alors représentée par :

$$Q_{m,i,adv} = X_i\ K\ \Delta P^n$$

Équation 2.5

Où : X_i est la fraction massique de l'entité i.

En ce qui concerne la diffusion, la densité de flux massique de polluant diffusé dans l'air peut être décrite en utilisant la loi de Fick [ASHRAE, 1993] :

$$Q_{m,i,diff} = D_{i,air}\ \Delta C_i$$

Équation 2.6

Où : $Q_{m,i,diff}$ est la densité de flux massique exprimée en [kg.m^{-2}.s^{-1}] pour les polluants gazeux et en [m^{-2}.s^{-1}] pour les polluants particulaires,

$D_{i,air}$ est le coefficient de diffusion de l'entité i dans l'air [m^2.s^{-1}], et

C_i est la concentration exprimée en [kg.m^{-3}] pour les polluants gazeux et en nombre par unité de volume [m^{-3}] pour les particules.

Remarque : Nous avons déjà évoqué les différentes unités qui existent pour les polluants gazeux. Pour les particules et les microorganismes, des conversions sont également nécessaires et posent des problèmes récurrents de transcription des nombres en masse (et vice versa) pour les particules, et des CFU (*Colony Forming Unit* en anglais) en nombre ou en masse pour les microorganismes.

Le débit massique total d'une entité est la somme des débits massiques liés à l'advection et à la diffusion, donc :

$$Q_{m,i} = Q_{m,i,adv} + Q_{m,i,diff}$$

Équation 2.7

2.2.2. Phénomènes d'interaction entre polluants et matériaux

Les interactions entre polluants de l'air intérieur et matériaux de construction ou de revêtement dépendent de la nature des polluants étudiés : adsorption / désorption pour les COV, réactivité de surface pour les espèces gazeuses inorganiques, et dépôt / remise en suspension pour les particules (Figure 2.24).

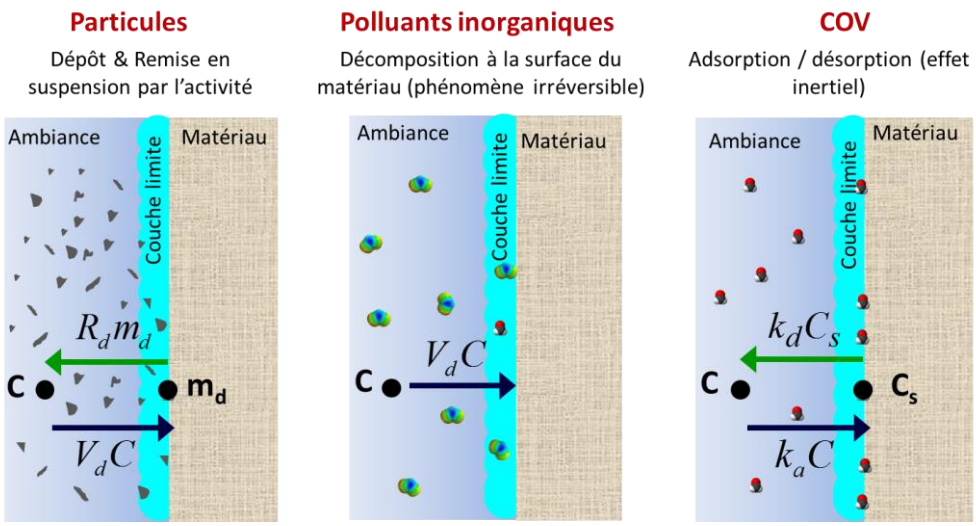


Figure 2.24 : Représentations les plus courantes des interactions entre matériaux et polluants, en fonction de la nature des polluants

Pour les particules, les études bibliographiques sont unanimes : c'est le modèle décrit par NAZAROFF [2004] qui est le plus utilisé. On considère généralement que les particules restent collées dès le premier contact avec un matériau (rebond négligé), et qu'elles peuvent se remettre en suspension sous l'influence de l'activité humaine (essentiellement par arrachage). A ce jour, la représentation dans les modèles du phénomène de dépôt se fait par une vitesse de dépôt qui ne dépend que de la taille des particules et de l'orientation de la surface de dépôt [LAI, 2000]. Ces modèles sont ainsi limités aux surfaces lisses et électriquement neutres en condition isotherme. Le flux déposé sur une surface, représentant les pertes par dépôt, s'écrit alors :

$$J = v_d\, C$$

Équation 2.8

Où : J est la densité de flux (kg ou nombre de particules.m^{-2}.s^{-1}),

v_d est la vitesse de dépôt des particules (m.s^{-1}), et

C est la concentration intérieure en particules dans l'air (kg ou nombre de particules.m^{-3}).

Des études expérimentales se sont intéressées au dépôt de particules sur des revêtements rencontrés classiquement dans le bâtiment tels que ([ABADIE, 2000], [ABADIE, 2001], [HAMDANI, 2008]) mais la complexité de la caractérisation de ces surfaces vis-à-vis du dépôt est telle qu'aucun modèle n'est disponible actuellement.

Peu d'études concernent la remise en suspension des particules ([THATCHER, 1995], [SCHNEIDER, 1999], [QLAN, 2008], [OBEROI, 2010]). On peut néanmoins introduire un coefficient de remise en suspension dépendant d'un scénario d'occupation même si son évaluation reste difficile pour le moment.

Pour les polluants inorganiques, tels que l'ozone ou les oxydes d'azote, il est également d'usage dans les outils de simulation de la QAI d'assimiler le phénomène d'interaction du polluant avec la surface du matériau à un dépôt irréversible, et de représenter ainsi le flux éliminé de l'ambiance par un modèle de vitesse de dépôt correspondant à l'équation (Équation 2.8). Dans les faits, la décomposition des espèces organiques à la surface des matériaux résulte de réactions chimiques potentiellement complexes avec les éléments contenus dans le matériau ou adsorbés à la surface du matériau, l'humidité par exemple. Ces réactions, ou ces chaînes réactionnelles, contribuent d'ailleurs parfois à libérer des substances secondaires toxiques dans l'air intérieur ([WAINMAN, 2001], [RAMAZAN, 2004], [UHDE, 2007]). L'utilisation d'un modèle de vitesse de dépôt contribue à considérer le

mécanisme réactionnel comme un processus du 1er ordre par rapport à la concentration ambiante, ce qui peut être une approximation assez grossière. La vitesse de dépôt v_d correspond au coefficient de cinétique de la réaction globale ; elle intègre la vitesse de la cinétique chimique à la surface du matériau, et la cinétique des transferts à travers la couche limite. Pour davantage de précision, certains auteurs proposant des valeurs expérimentales de v_d ([GRONTOFT, 2004a] ; [GRONTOFT, 2004b] ; [NICOLAS, 2007]) dissocient les deux composantes en identifiant une vitesse de réaction à la surface v_s (m.s^{-1}) et une vitesse de transport en couche limite v_t (m.s^{-1}), qui sont reliées à v_d par la relation :

$$\frac{1}{v_d} = \frac{1}{v_t} + \frac{1}{v_s}$$ Équation 2.9

Pour les COV, les modèles de représentation des cinétique d'adsorption / désorption qui s'instaurent entre l'ambiance et les matériaux constitutifs des parois ou de mobilier ont pour racine commune les travaux de Langmuir, qui a établi qu'au niveau d'une surface exposée à un gaz dilué dans l'air (pour ce qui concerne nos applications, la théorie de Langmuir est aussi valable pour les milieux liquides), le flux net échangé entre les phases solide et aérienne est le résultat d'un flux adsorbé qui est proportionnel à la concentration C [kg.m^{-3}] de l'espèce dans l'air, et d'un flux désorbé qui est lui proportionnel au taux de couverture θ des sites actifs de surface (rapport entre le nombre de sites de surface occupés et le nombre total de sites d'adsorption) (Équation 2.10).

$$\Phi = k_{a,L}\, C\, (1-\theta) - k_{d,L}\, \theta$$ Équation 2.10

Où : $k_{a,L}$ (m.s^{-1}) et $k_{d,L}$ (kg.m^{-2}.s^{-1}) sont respectivement les constantes d'adsorption et de désorption de la théorie de Langmuir ; elles sont spécifiques à chaque système gaz / matériau et dépendantes par ailleurs de la température.

En se basant sur l'Équation 2.10, on montre que si les conditions sont figées, les concentrations dans l'air et en phase adsorbées tendent vers une valeur d'équilibre qui est définie par la relation suivante (Équation 2.11) correspondant au modèle d'isotherme d'adsorption de Langmuir.

$$C_s = \frac{C_{s,0}\, K_L\, C}{1 + K_L\, C}$$ Équation 2.11

Où : $C_{s,0}$ est la concentration en phase adsorbée correspondant à une couverture monocouche complète des sites de surfaces [kg.m^{-2}], et

K_L est le coefficient de Langmuir [m^3.kg^{-1}], défini par le ratio entre $k_{a,L}$ et $k_{d,L}$.

Si par ailleurs, les concentrations en gaz sont très faibles, ce qui est le cas dans les applications relatives à la QAI dans les bâtiments non industriels, le modèle de Langmuir se réduit au modèle linéaire (Équation 2.12).

$$C_s = K_p\, C$$ Équation 2.12

Où : K_p est le coefficient de partition du système solide / gaz à la température étudiées [m], défini par le produit entre $C_{s,0}$ et K_L.

A partir de là, deux grandes familles de modèles ont été proposées pour représenter les effets inertiels induits par les matériaux vis-à-vis des concentrations en polluants. La déclinaison la plus utilisée, de par sa simplicité, est le modèle dit de puits réversible, ou k_a / k_d, initialement proposée par TICHENOR et al. [1991]. Ce modèle n'est en réalité qu'une transposition à l'échelle macroscopique (échelle de la pièce) du modèle de Langmuir développé à l'échelle microscopique (interface surface solide / air, libre ou à l'intérieur des pores d'un matériau). Ainsi, le modèle de TICHENOR et al. s'exprime également par l'Équation 2.10, mais dans ce cas, C est la concentration dans l'ambiance (et non plus dans l'air à

proximité immédiate de la surface) et C_s est la concentration en phase adsorbée à la surface du matériau (Figure 2.25). La différence est notoire car les coefficients k_a et k_d, en plus de dépendre de la température, ne sont alors plus seulement caractéristiques d'un système polluant / matériau : ils intègrent les propriétés de l'écoulement de l'air à la surface du matériau (résistance au transfert de masse de la couche limite) mais également du transfert à l'intérieur du matériau qui suit l'adsorption de molécules depuis l'ambiance ou précède la désorption par le matériau. D'un point de vue numérique, l'intégration de l'Équation 2.10 dans un outil de simulation de la qualité de l'air, destiné donc à prédire la concentration C, nécessite l'implémentation d'équations de bilan à la surface de chacun des matériaux en contact avec l'ambiance, ou les ambiances, afin d'accéder aux valeurs de C_s (cf. description des modèles, partie 3.2.4)

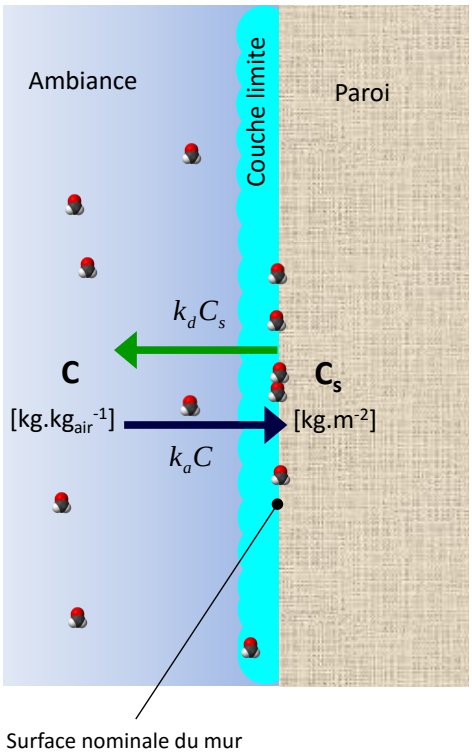


Figure 2.25 : Extrapolation à l'échelle macroscopique du modèle de sorption de Langmuir, telle que considérée par le modèle de TICHENOR et al. [1991]

La seconde approche utilisée pour appréhender l'impact des matériaux sur des concentrations en COV dans l'air est plus fine et plus consistante physiquement que l'approche de TICHENOR et al. A l'instar de la modélisation thermique, elle consiste à représenter les transferts couplés qui prennent place dans l'ambiance, à l'interface entre l'ambiance et les matériaux, et à l'intérieur de ces matériaux [BLONDEAU, 2008b]. Concrètement, cela revient à assembler en série les lois représentatives des transferts en couche limite et dans les matériaux (Figure 2.26). L'équation de transfert en couche limite s'exprime par :

$$\Phi = \rho_{air}\, h_m\, (C_m - C_{m,p})$$ Équation 2.13

Où : h_m est le coefficient de transfert en couche limite [m.s^{-1}], et

$C_{m,p}$ est la concentration en polluant dans l'air au niveau de la surface [kg$_{polluant}$.kg$_{air}^{-1}$].

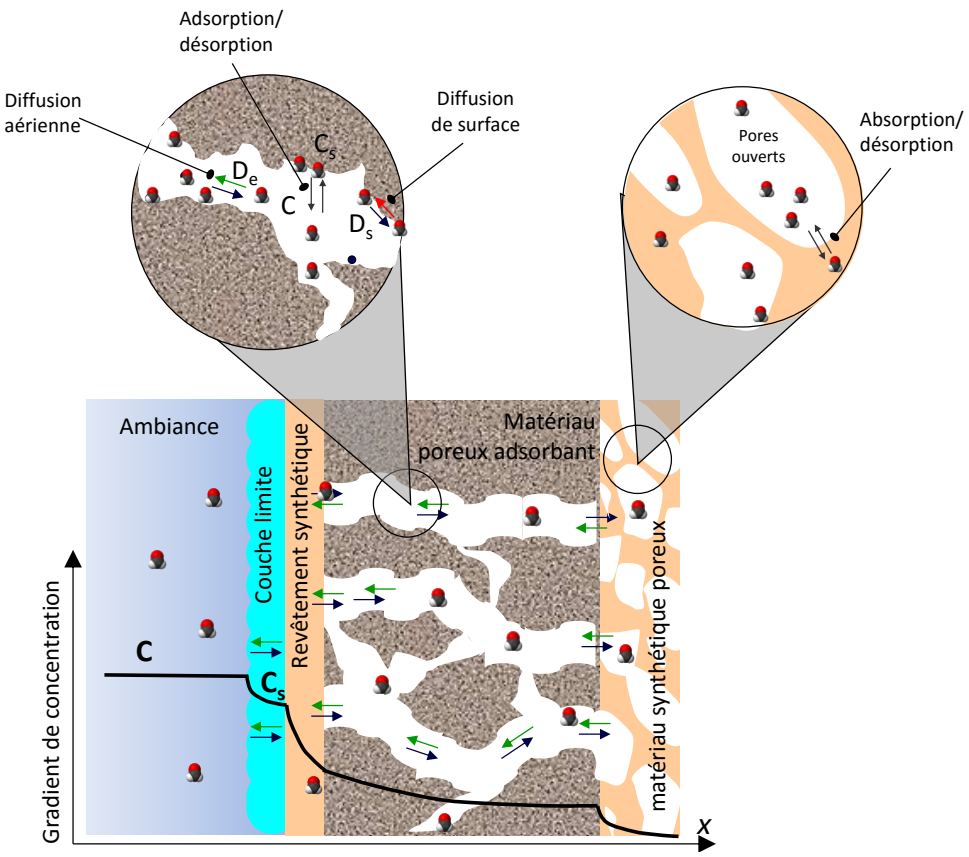


Figure 2.26 : Représentation schématique de la modélisation des dynamiques de sorption par l'assemblage de lois de diffusion couplées caractéristiques des transferts dans les différents milieux

Les équations de transfert dans les parois s'expriment quant à elles différemment suivant la nature des matériaux qui les constituent. Il est en particulier nécessaire de faire la distinction entre les matériaux synthétiques pleins (non poreux) utilisés comme revêtements minces (peinture, vernis, dalles PVC, …) et les matériaux poreux, qui constituent la grande majorité des matériaux utilisés dans la construction.

Dans le cas de matériaux synthétiques pleins, les transferts au sein de la phase solide peuvent être décrits par la forme primaire de la loi de Fick, à savoir :

$$\frac{\partial C_{mat}}{\partial t} = \nabla(D_{mat}\,\nabla C_{mat}) \qquad \text{Équation 2.14}$$

Où : C_{mat} est la concentration locale en polluant par unité de masse de matériau [kg_{poll}/kg_{mat}], et

D_{mat} est le coefficient de diffusion du polluant dans le matériau [$m^2.s^{-1}$]. Il varie entre 10^{-10} et 10^{-14} $m^2.s^{-1}$ en fonction de la masse molaire des polluants et de la structure de la chaîne du polymère.

Les phénomènes d'adsorption / désorption, ou plutôt ici pour des polymères d'absorption / désorption, qui prennent place à la surface du matériau contribuent à établir la continuité entre l'équation de diffusion en couche limite (Équation 2.13) définie en termes de concentration dans l'air (C) et l'Équation 2.14 de diffusion dans le matériau, définie en terme de concentration en phase solide (C_s). Ils peuvent être représentés par l'Équation 2.12, K_p étant le coefficient de partitionnement caractéristique de l'équilibre d'absorption.

La diffusion des polluants gazeux dans les matériaux poreux est plus complexe à appréhender que la diffusion dans un matériau monophasique dans le sens où elle met potentiellement en jeu plusieurs

mécanismes diffusionnels, qu'elle s'accompagne de phénomène de sorption / désorption, et même éventuellement de phénomènes de réactivité dans l'air ou à la surface des pores (hydrolyse des liants urée-formol conduisant à la production de formaldéhyde par exemple). En considérant que la diffusion à l'intérieur de la phase solide est négligeable devant la diffusion poreuse, le bilan de conservation massique du polluant dans un volume élémentaire de pore s'exprime ainsi sous sa forme la plus générale à travers l'équation :

$$\nabla\left(D_p\,\nabla C\right) + \frac{1}{\rho_{air}}\,r = \varepsilon\,\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}}\,\frac{\partial C_s}{\partial t} \qquad \text{Équation 2.15}$$

Dans laquelle :

- Le premier terme du membre de droite représente l'accumulation de polluant dans l'air des pores, ε (m^3_{air} / m^3_{mat}) étant la porosité volumique du matériau ;
- Le second terme du membre de droite caractérise l'accumulation du polluant à la surface des pores par le fait des phénomènes d'adsorption / désorption ou d'absorption / désorption dans le cas de matériaux synthétiques ;
- Le premier terme du membre de gauche représente la diffusion dans les pores sous l'effet du gradient de concentration. Le coefficient de diffusion D_p ($m^2.s^{-1}$) intègre ici les contributions de la diffusion en phase aérienne et de la diffusion de surface (déplacement des molécules adsorbées à la surface des pores) dans le cas des matériaux d'origine naturelle ;
- Enfin, le second terme du membre de gauche représente la contribution des éventuelles réactions homogènes et / ou de surface à l'intérieur des pores. Comme pour les réactions chimiques, le taux de production cinétique r ($kg.m^{-3}.s^{-1}$) est fonction des concentrations locales des espèces impliquées comme réactifs dans ces réactions.

Si les concentrations C sont suffisamment faibles pour que les phénomènes de sorption puissent être décrits par l'Équation 2.12, l'introduction de cette dernière dans l'Équation 2.15 permet finalement d'exprimer le transfert de polluant dans le matériau en fonction de sa seule concentration dans l'air des pores :

$$\nabla\left(D_p\,\nabla C\right) + \frac{1}{\rho_{air}}\,r = \left(\varepsilon + \frac{\rho_{mat}}{\rho_{air}}\,K_p\right)\frac{\partial C}{\partial t} \qquad \text{Équation 2.16}$$

Le problème de continuité entre les équations de diffusion dans la couche limite et le matériau ne se pose donc pas.

En définitive, on note que cette seconde approche conserve la nature originelle du modèle de Langmuir, ou de son asymptote de faible concentration. Les échanges par sorption entre la phase aérienne et la phase solide sont considérés à l'échelle microscopique (surface de matériau exposée à l'ambiance ou volume élémentaire de pore), en assumant un perpétuel état d'équilibre entre les concentrations dans l'air et à la surface du matériau ou de ses pores mais un point d'équilibre différent suivant la profondeur dans le cas des matériaux poreux (puisqu'il existe nécessairement un gradient de concentration à l'intérieur du matériau en régime dynamique). Cette représentation des phénomènes de sorption par les isothermes décrivant leur équilibre revient à considérer que les cinétiques des échanges de polluant aux interfaces solides sont beaucoup plus rapides que les cinétiques de diffusion dans l'air ou dans le matériau, autrement dit que les dynamiques d'adsorption (ou d'absorption) / désorption induites par les matériaux qui délimitent l'ambiance sont en réalité déterminées par les phénomènes de diffusion.

La consistance physique de cette modélisation couplée des transferts entre l'ambiance et les matériaux s'exprime principalement à travers deux faits :

- Les paramètres du modèle sont caractéristiques d'un seul phénomène (coefficient de transfert convectif pour la diffusion en couche limite, coefficient de diffusion ou isotherme de sorption du polluant pour le transfert au sein de chacune des couches de matériau constituant une paroi type) au contraire du modèle de TICHENOR et al. où il a été relevé que les valeurs de k_a et k_d étaient des grandeurs globales (intégrant la contribution de plusieurs phénomènes). Le fait de pouvoir ainsi dissocier les paramètres confère une généricité à la modélisation, généricité dont ne bénéficie par le modèle de TICHENOR et al.
- Le couplage des équations de transfert contribue à chaque instant à établir un gradient de concentration entre l'ambiance et les profondeurs des matériaux, dont le sens définit le sens des échanges. En imposant comme conditions initiales du modèle des concentrations dans les matériaux qui correspondent à leur contenu en COV à l'issue de leur fabrication, le modèle peut prédire les dynamiques d'émission dans l'air des parois dans les conditions environnementales spécifiques à un bâtiment déterminé, et leur transition lente vers un comportement de puits réversible. Cette fonctionnalité, dont ne dispose pas le modèle de TICHENOR et al., a notamment été exploitée par TIFFONNET [2000].

En dépit de ces vertus, ce type de modélisation se heurte toujours à deux contraintes importantes. La première est d'ordre numérique : la discrétisation spatiale des équation de transfert dans les matériaux contribue à multiplier le nombre d'inconnues, limitant leur usage à des configuration architecturales simples (bâtiment monozone) ou à des simulations sur des temps courts. La seconde tient au manque de données expérimentales pour les paramètres des équations de sorption / diffusion. De nombreuses méthodes ont été proposées pour mesurer de manière séparée ou simultanée les isothermes de sorption des polluants dans les matériaux, leurs coefficients de diffusion, voire les teneurs en COV dans les matériaux neufs ([HE, 2005] ; [LI, 2005] ; [LITTLE, 1994] ; [MEININGHAUS, 2000] ; [XIONG, 2011] ; [XIONG, 2009]), permettant au moins de mieux cibler leur ordre de grandeur. Les données disponibles sont néanmoins très insuffisantes pour pouvoir simuler des configurations architecturales de bâtiments réels. Ces deux verrous nous ont conduits à choisir le modèle de TICHENOR et al. dans notre outil de simulation (cf. description des modèles, partie 3.2.4).

2.2.3. Modélisation des épurateurs

La modélisation des systèmes d'épuration est une des composantes des transferts, on a choisi dans notre étude des modèles empiriques mais d'autres se sont essayés à des modèles de transferts physiques, plus ou moins détaillés, pour certaines techniques. D'après l'analyse des articles bibliographiques concernant la modélisation des épurateurs, les modèles peuvent avoir différentes utilités. Citons comme premier avantage l'analyse des effets des paramètres tels que l'humidité relative, les concentrations initiales en polluant, le débit,… comme dans les études de YU et al. [2007], ZHONG et al. [2010] ou encore ASSADI et al. [2013]. Le but est de pouvoir réaliser une gamme de tests plus importante que ce qui aurait été possible au niveau expérimental. La première étape est toujours un plan d'expérience bien défini qui permet de valider un modèle. Une fois validé, le modèle permet de pousser l'étude plus loin, numériquement. SHEHNI et al. [2011] ont ainsi pu identifier les paramètres influents majeurs de la co-épuration en comparant les résultats pour un gaz pur et un mélange de gaz.

Les modèles peuvent également aider à la compréhension des phénomènes en calant les modèles numériques avec les résultats expérimentaux comme l'ont fait dans leurs études PUMA et al. [2009] et TOMASIC et al. [2008]. Ces modèles sont généralement très détaillés, basés sur la physique des phénomènes. POPESCU et al. [2013] l'ont fait pour l'adsorption, NIMLOS et al. [1996] pour la cinétique de photocatalyse, et WANG et al. [2012] pour la filtration par les plantes.

Ces études poussées peuvent permettre d'améliorer les systèmes en étudiant différentes compositions, différents arrangements. WANG et al. [2013a] ont ainsi étudié l'impact de la structure de différents filtres mécaniques sur, à la fois, l'efficacité, la durée de vie et les pertes de charge engendrées par la présence du filtre. On note qu'au niveau expérimental, quasiment aucune étude ne semble prendre en compte les différents critères simultanément. Au niveau numérique, l'étude multicritère étant plus aisée, on la retrouve plus souvent.

Un des autres objectifs principaux recherchés est la possibilité d'évaluer l'efficacité d'un épurateur dans une pièce. Les épurateurs sont alors représentés beaucoup plus simplement par une entrée d'air, une sortie d'air et un paramètre d'efficacité [GAO, 2010] ou de taux de conversion [ZHANG, 2003] selon les technologies. Ils sont généralement intégrés dans des logiciels de mécanique des fluides numérique (dit CFD pour *Computational Fluid Dynamics*) [McNABOLA, 2013]. La majorité des auteurs réalise leurs études pour une pièce unique. YU et NERETNIEKS [1993] étudient, par exemple, l'efficacité d'un épurateur dans une pièce dans laquelle il peut varier l'agencement, les meubles, … GALL et al. [2011] ont quant à eux simulé une maison complète en considérant un taux de dépôt de l'ozone.

Certaines recherches se situent entre les deux, c'est-à-dire utilisent des modèles détaillés selon les phénomènes physiques en ayant pour but d'étudier l'efficacité de l'épurateur concerné dans une pièce. C'est ce qu'ont fait ZHONG et HAGHIGHAT [2011] en discrétisant un réacteur photocatalytique par différences finies sur Matlab (Figure 2.27).

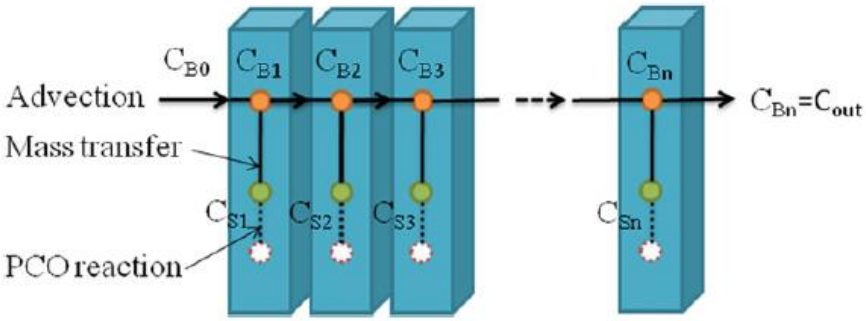


Figure 2.27 : Représentation discrétisée d'un filtre TiO_2 [ZHONG, 2011]

Toutes ces études sont intéressantes mais on se rend rapidement compte qu'elles ne peuvent pas exister sans données expérimentales et que plus le modèle est détaillé, plus il va nécessiter de paramètres d'entrée qui ne seront pas forcément connus ou dont l'impact sur les performances de l'épurateur ne sera pas connu. Il faut également rappeler que peu d'études expérimentales sont réalisées dans des conditions proches de la réalité. D'autres types d'études voient ainsi le jour : VIZHEMEHR et al. [2014] ont par exemple ainsi cherché à prédire l'évolution en conditions réelles, c'est-à-dire à faibles concentrations, à partir de résultats de tests standards menés à des concentrations relativement élevées. Notre choix s'est porté sur des modèles empiriques car

- (i) l'évaluation des épurateurs réalisées dans le cadre de cette étude se fait à l'échelle du bâtiment ;
- (ii) le couplage de la thermique, de l'aéraulique et de la QAI est un point clé de notre évaluation ;
- (iii) l'évaluation réalisée prend un grand nombre de polluants.

2.2.4. Outils pour modélisation de la QAI

Cette partie propose un recensement des outils potentiellement exploitables pour simuler la qualité de l'air intérieur de bâtiments performants énergétiquement en faisant varier les paramètres constructifs (constitution des parois, types de ventilation, …), l'environnement (climat, pollution extérieure) et les scénarios (occupation, sources d'émission de polluants, débits de ventilation, …). Nous n'avons pas pour ambition de dresser un état de l'art complet des outils de modélisation, mais plutôt de présenter les tendances qui apparaissent.

Il existe plusieurs types d'outils que nous avons choisi ici de classer en trois catégories : des logiciels fabricants, des logiciels CFD et logiciels aérauliques étendus.

- Logiciels des fabricants de produit

Ces logiciels ont généralement un usage très spécifique, par exemple un fabricant de peinture qui met en libre accès un logiciel qui permet très rapidement d'évaluer l'impact de sa peinture sur la QAI. Pour cela, les modèles utilisés sont très simples, les bâtiments sont représentés avec une approche monozone, c'est-à-dire qu'ils considèrent que l'intérieur entier d'un bâtiment possède des caractéristiques (température, pression, concentration) uniformes. Ces modèles sont simples à utiliser et nécessitent uniquement des données très générales. Ils permettent ainsi d'accéder rapidement aux niveaux de concentration en polluants. On peut par exemple citer WPEM [GEOMET, 2001] pour *Wall Paint Exposure Assessment* Model.

Pour notre étude, ils s'avèrent très insuffisants : la prise en compte des phénomènes aérauliques se limite au calcul du renouvellement d'air global, les interactions avec les matériaux ne sont pas prises en compte, et il n'est pas possible de distinguer l'hétérogénéité des concentrations en polluants à l'intérieur du bâtiment.

- Logiciels CFD

Les logiciels de mécanique des fluides numérique dits CFD pour *Computational Fluids Dynamics*, sont des outils numériques pour la résolution des équations de mécanique des fluides (équation de Navier-Stockes). C'est un autre extrême. Le volume étudié est découpé en un grand nombre de volumes de contrôle élémentaires (cellules du maillage). Une description très détaillée du problème à étudier est donc nécessaire (position exacte des ouvertures, des bouches de ventilation, des meubles, des sources d'émission de polluants, …). Ces outils permettent de suivre dans le détail l'évolution des mouvements d'air et des températures à l'intérieur du volume étudié, auxquels on corrèle les mouvements de polluants. Leur utilisation est le plus souvent limitée à la simulation du comportement d'un local, très rarement pour la modélisation d'un bâtiment dans son ensemble car les ressources et les temps de calcul nécessaires sont très importants. Ces outils visent à compléter les expérimentations pour l'analyse des écoulements d'air à l'intérieur des bâtiments car ils sont plus flexibles et moins onéreux que des essais expérimentaux traditionnels.

Il existe une liste assez importante de logiciels CFD disponibles sur le marché, payants ou gratuits. Parmi les plus connus, on trouve Fluent, CFX, StarCCM+, OpenFOAM et Code Saturne. Deux d'entre eux sortent du lot : AIRPACK et FLOVENT, aucun autre ne proposent de bibliothèques internes dédiées à la simulation des transferts thermo-aérauliques et massiques à l'intérieur du bâtiment aussi complètes [CRAWLEY, 2005].

Flovent est un logiciel commercial qui est capable de simuler en 3D les transferts thermiques, les champs de concentration en polluants et la distribution d'indices de confort thermique à l'intérieur et au voisinage de bâtiments de tous types et de toutes tailles. A l'instar d'Airpack, Flovent permet une modélisation rapide et efficace à partir de bibliothèques de composants (diffuseurs, échangeurs, grilles, …) facilement assemblables, et qui sont intégrés à la version de base du logiciel.

Airpack, développé et distribué par la société ANSYS, est un logiciel dédié aux ingénieurs du secteur du bâtiment pour modéliser finement et rapidement les écoulements d'air (efficacité de la ventilation), la qualité de l'air (concentrations en polluants), et le confort thermique des occupants (défini par le champ de température et de vitesse d'air dans l'ambiance). Son utilisation est facilitée par le fait que de nombreuses solutions de ventilation sont proposées en librairie standard, réduisant ainsi le travail de définition des simulations, et permettant de déterminer le système le plus adapté au cas traité en un minimum de temps. ANSYS AIRPACK propose également un rendu efficace et convivial des résultats à travers diverses options d'animation et de visualisation.

Dans le cadre de notre étude, ces outils demandent des ressources informatiques trop importantes pour traiter un bâtiment complet.

- Logiciels aérauliques étendus

Les transports par les flux d'air (advection) constituant le principal phénomène de transport des polluants dans les environnements intérieurs, les logiciels aérauliques proposent de plus en plus une extension des fonctionnalités permettant de traiter des problèmes de qualité de l'air liés à la ventilation. La stratégie est de déterminer les écoulements d'air dans un premier temps, puis de les utiliser pour déterminer le transport des polluants. Ils sont basés sur l'hypothèse suivante : les écoulements d'air sont indépendants des concentrations en polluants du fait de leur faibles valeurs dans l'air intérieur des bâtiments.

L'approche classique consiste à bâtir des modèles multizones, typiquement une zone thermique / QAI correspond à une pièce. Cette modélisation permet de prendre en compte la répartition non uniforme des températures et concentrations entre différentes zones d'un bâtiment. Elle permet également de coupler la modélisation thermique avec les mouvements d'air. La modélisation multizone constitue un bon compromis entre les modèles monozones et les codes de champs de type CFD, aussi bien au niveau des temps de calcul que de la précision des résultats. Elle est particulièrement adaptée pour simuler des bâtiments complets sur des temps longs. Elle est basée sur l'hypothèse des caractéristiques uniformes de l'air à l'intérieur de chaque zone. De ce fait, elle montre ses limites dans le cas d'une forte hétérogénéité de l'air à l'intérieur d'une zone (pollution localisée, stratification thermique de l'air, …)

Aujourd'hui, deux modèles font références dans le domaine : CONTAM et COMIS. Ces deux modèles présentent des caractéristiques et des fonctionnalités très similaires. Ils peuvent tous deux être utilisés en tant qu'outils autonomes en imposant des conditions de température intérieures, ou en couplage avec des outils de simulation thermique dynamique tels que TRNSYS ou EnergyPlus [WOLOSZYN, 2008].

Une dernière approche possible est non pas le couplage de deux codes, mais la construction direct de modèles couplés QAI / aéraulique / thermique. Peu s'y sont risqués, c'est une approche relativement récente qui permet de résoudre simultanément toutes les équations. Cette méthode a été testée dans CLIM2000 [BONNEAU, 1993] et dans SPARK [BUHL, 1993]. Mais malheureusement aucun des deux n'est maintenu. Dans la même famille, on retrouve aujourd'hui le langage Modelica.

Il faut tout de même noter que la modélisation de la QAI demeure à ce jour encore très marginale comparée à la modélisation thermique qui a largement investi le domaine du bâtiment.

2.3. Conclusion

Il faut tout d'abord rappeler que les épurateurs sont encore peu connus dans le domaine de l'air intérieur des bâtiments non industriels. L'état de l'art recense tout de même un nombre relativement important d'articles concernant ce sujet. Mais les études existantes sont très éparses, généralement focalisées sur un unique polluant, limitées à quelques conditions d'essai particulières, et trop souvent réalisées à des concentrations beaucoup trop élevées par rapport à celles mesurées en air intérieur dans les bâtiments non industriels d'aujourd'hui. Il est d'autant plus difficile de dégager des tendances que l'efficacité est la résultante d'une influence croisée entre les différents paramètres et qu'il n'existe par conséquent pas de règle fixe et universelle.

Les éléments de la bibliographie permettent tout de même de dégager certaines tendances et des explications concernant l'influence des paramètres opératoires sur l'efficacité et l'innocuité des techniques. En revanche, ils permettent difficilement de juger de l'intérêt de recourir à des produits ou des solutions commercialisés, qui intègrent parfois plusieurs techniques, pour améliorer la QAI d'un bâtiment réel. Il manque pour cela des critères objectifs qui permettent de caractériser le bon dimensionnement des techniques pour une application déterminée. En conséquence, pour progresser, il faut définir une méthodologie qui permet d'évaluer la performance de systèmes commercialisés, ou des solutions de traitement d'air préétablies (chaine de filtration par exemple), dans des conditions représentatives du fonctionnement d'un bâtiment. C'est l'objet de notre étude : la caractérisation sanitaire et énergétique de la performance intrinsèque de systèmes commercialisés dans des conditions représentatives de la réalité du bâtiment ; puis, la détermination de lois de comportement de différentes solutions d'épuration en fonction de différents paramètres sur la base de données expérimentales ; et enfin, la caractérisation de leur impact sanitaire et énergétique par la modélisation dynamique de ces systèmes intégrés aux bâtiments par leur intégration dans un modèle numérique couplant la QAI, l'aéraulique et la thermique au sein du bâtiment.

Chapitre 3

Développements numériques

Cette deuxième partie décrit les développements numériques qui ont effectués dans le cadre des travaux de thèse pour évaluer les solutions de gestion de l'air dans les bâtiments, et notamment le recours à l'épuration, du point de vue de la QAI et de l'efficacité énergétique. Notre ambition est donc de connecter les transferts de masse des polluants et les transferts thermiques. Plus les phénomènes sont détaillés, plus les liens entre ces transferts sont possibles à représenter. Ce sont ces liens qui rendent possible l'évaluation couplée QAI / efficacité énergétique des solutions testées. La Figure 3.1 illustre les couplages qui existent entre thermique et QAI, directement ou via l'aéraulique.

Dans ces travaux, nous avons établi les fondations d'une philosophie de modélisation sur lesquelles il sera possible de construire dans l'avenir. Les choix de modèles que nous avons faits et le niveau d'hypothèse que nous avons considéré nous ont amenés à considérer uniquement certains couplages. L'implémentation de modèles plus détaillés (par exemple, la représentation plus fine des transferts de polluants à l'intérieur des matériaux) contribuera à prendre en compte d'autres couplages potentiellement très significatifs.

Ces développements numériques sont présentés en trois phases. La première présente les outils de modélisation utilisés. La seconde explique les bases de la bibliothèque de modèle, la « modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* » développée au cours de ce travail. La troisième détaille les modèles implémentés dans ces travaux.

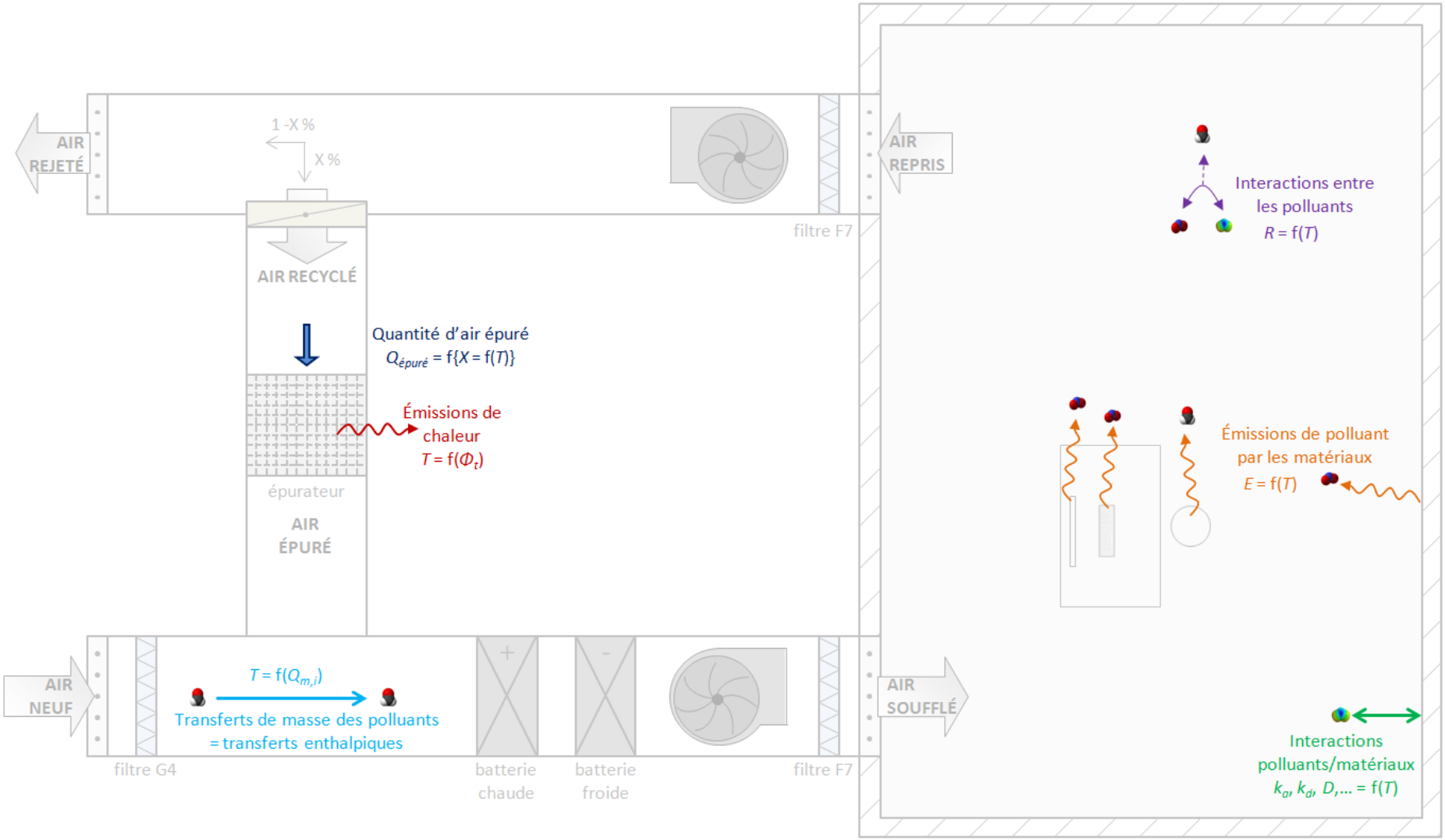


Figure 3.1 : Couplages existants entre la thermique la QAI (T : température ambiante de la zone considérée ; $Q_{m,i}$ est le débit massique d'un polluant i ; k_a, k_d et D sont respectivement les coefficients d'adsorption, de désorption et de diffusion ; E est la production de polluants par les matériaux ; R caractérise les réactions entre les polluants ; X représente le pourcentage d'air repris recyclé ; $Q_{épuré}$ est le débit d'air à l'entrée de l'épurateur ; Φ_t est le flux de chaleur émis par le système d'épuration)

3.1. Choix des outils de modélisation

Suite à la revue des outils existants, présentée dans la partie 2.2.4, notre choix s'est porté sur le langage de programmation ***Modelica***, et plus précisément sur la plateforme de modélisation ***Dymola***, la déclinaison *Modelica* développée par Dassault Systems [BRÜCK, 2002]. Nous présentons ici brièvement leurs principales caractéristiques.

3.1.1. Langage *Modelica*

Modelica [WETTER, 2009] est un langage libre développé par des physiciens pour des physiciens, de manière à réduire les contraintes informatiques. C'est un langage adapté à la modélisation et à la simulation des systèmes dans tous les domaines : thermique, aéraulique, hygro-aéraulique, hydraulique, thermodynamique, électrique, mécanique, chimique, biologique, magnétique, …

Le langage est très riche, et en évolution permanente. Développé par une association à but non lucratif, *Modelica* n'est pas adhérent à un outil spécifique et est utilisé dans différentes plateformes en open-source (par exemple *Open-Modelica*) ou commerciales (par exemple *Dymola*). Le développement de ce langage est aujourd'hui soutenu par une forte communauté très active : l'association *Modelica*.

C'est un langage dit de dernière génération qui peut être caractérisé par les éléments suivants :

- La programmation **orientée objet**,
  Un programme orienté objet est constitué d'un ensemble d'objets autonomes qui interagissent entre eux pour résoudre un problème. Un objet est composé de données et de lois régissant ces données entre elles. Si on prend l'exemple d'un bâtiment, on peut le décomposer en différents objets qui interagissent entre eux : les parois opaques et vitrées lient le volume d'air intérieur aux conditions limites extérieures (Figure 3.2).

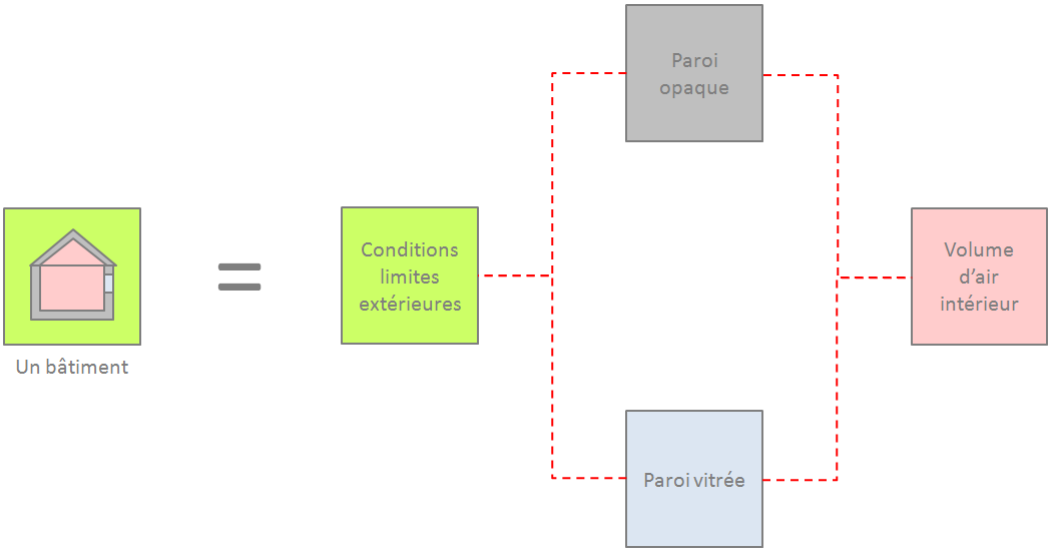


Figure 3.2 : Un bâtiment décomposé en quatre objets liés entre eux

Une des propriétés de la programmation orientée objet est la possibilité d'héritage : les bases d'un nouvel objet peuvent être définies à partir d'un objet existant ; le nouvel objet hérite des propriétés de l'ancien et peut recevoir de nouvelles fonctionnalités. Par la réutilisation des modèles existants, cette propriété permet d'éviter d'écrire plusieurs fois les mêmes

équations ; elle permet en quelque sorte de factoriser le code en ensembles logiques (voir ci-après).

- La possibilité d'**écriture acausale**,
  La programmation peut être orientée (approche causale) ou non orientée (approche acausale). L'approche dite acausale est une forme récente de modélisation des systèmes où il n'existe pas d'ordre préétabli pour le calcul des variables. Un modèle acausal contient un ensemble d'équations dans lesquelles les termes connus et inconnus peuvent occuper des positions indifférentes. L'assemblage de modèles acausaux aboutit à un système d'équations. Si l'on affecte des valeurs à suffisamment de variables pour que le nombre d'équations soit égal au nombre d'inconnues, le solveur peut résoudre le système. Il n'y a plus de notion d'entrées – sorties. Cette particularité conduit à une très grande flexibilité et notamment à la possibilité de construire des bibliothèques de composants utilisables dans différentes situations.

- L'**écriture formelle des équations**
  Tout l'intérêt d'un code pensé et développé par des physiciens est ici : il n'y a pas de code particulier pour les opérateurs mathématiques. Les équations codées sont décryptables par des non-initiés. Le développement de modèles ne nécessite pas un niveau d'expertise très élevé.

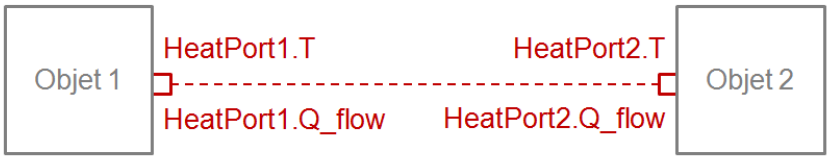
- Les **connecteurs** et la loi des nœuds associée
  Les composants développés à l'aide du langage *Modelica* sont donc des assemblages d'objets. Les objets sont reliés entre eux via des interfaces appelées connecteurs ou ports dans le langage *Modelica*. Ces ports de communication sont définis en fonction du domaine traité. Prenons l'exemple de la thermique, voici le contenu d'un connecteur :

```
connector HeatPort "Port thermique pour transfert thermique 1-D"
      Modelica.SIunits.Temperature T "Température";
      flow Modelica.SIunits.HeatFlowRate Q_flow "Flux de chaleur";
end HeatPort;
```

Figure 3.3 : Extrait d'un code *Modelica*, le connecteur en thermique

On y définit un potentiel (la température) et un flux (le flux de chaleur). Pour un même port, on peut définir plusieurs potentiels et plusieurs flux associés. La seule contrainte est que le nombre de potentiels doit toujours être égal au nombre de flux.

Pour *Modelica*, par construction, les connecteurs sont soumis à une loi des nœuds selon laquelle deux ports connectés sont au même potentiel et le bilan des flux entre les deux connecteurs est nul.



$$\begin{cases} \text{HeatPort1.T} = \text{HeatPort2.T} \\ \text{HeatPort1.Q_flow} + \text{HeatPort2.Q_flow} = 0 \end{cases}$$

Figure 3.4 : Application de la loi des nœuds lors d'une liaison entre deux connecteurs thermiques

Nous illustrons ci-dessous ces principales caractéristiques du langage *Modelica* par le contenu du code d'un conducteur thermique simple (sans stockage de chaleur), qui hérite d'un modèle de dipôle (Figure 3.5).

```
partial model Dipole "Modèle permettant un transfert thermique entre les de
ux ports thermiques sans stocker d'énergie"

      Modelica.SIunits.HeatFlowRate Q_flow "Flux de chaleur";
      Modelica.SIunits.TemperatureDifference dT "Différence de
températures";

public
  HeatPort_a port_a;
  HeatPort_b port_b;

equation
  // Définition de la différence de températures
  dT = port_a.T - port_b.T;

  // Définition du sens du flux de chaleur
  port_a.Q_flow = Q_flow;
  port_b.Q_flow = -Q_flow;

end Dipole;
```

Figure 3.5 : Extrait d'un code *Modelica*, le dipôle (liaison de deux connecteurs)

Ce dipôle permet de poser deux définitions qui interviendront dans tous les modèles composés de deux ports thermiques : la différence de température *dT* entre le *port_a* et le *port_b*, et la définition du sens du flux de chaleur (ici défini positif du *port_a* vers le *port_b*). Une fois écrites dans ce modèle de dipôle, il suffit d'une ligne pour appeler ces définitions (Figure 3.6). Cet exemple illustre l'avantage de l'héritage de façon simple. Il peut être bien plus puissant dans des cas plus complexes.

```
model ThermalConductor "Modèle de conducteur thermique sans stockage de
chaleur"

  extends Interfaces.Element1D "Appel du dipole";
  parameter Modelica.SIunits.ThermalConductance G "Déclaration de la
variable conductance G";

equation
  Q_flow = G*dT;
end ThermalConductor;
```

Figure 3.6 : Extrait d'un code *Modelica*, le conducteur thermique

Dans *Modelica*, la description des connecteurs est le premier révélateur de la physique modélisée.

3.1.2. Logiciel *Dymola*

Au pôle R&D d'EDF, l'environnement utilisé pour la modélisation en physique du bâtiment, et plus généralement pour la modélisation 0D/1D des systèmes complexes sous *Modelica*, est la plateforme *Dymola*, développée par Dassault Systems. Elle a été préférée à *Open-Modelica* (environnement libre) car elle permet une utilisation plus experte des modèles notamment grâce :

- A son interface graphique,
- A la multitude de solveurs numériques performants. Plusieurs auteurs ont en effet comparé les différents logiciels *Modelica*, dont *Open-Modelica* et *Dymola* [FRENKEL, 2011], [AKESSON, 2012], [BRAUN, 2012], [SAAFI, 2012], sur la base de *benchmark* qui comparent les temps de calculs et le nombre d'équations et d'inconnues gérées. Ils ont montré que *Dymola* était le plus performant : celui qui nécessitait le plus petit temps de calcul (comparé en fonction du nombre d'équations de 10 à 100 000), et celui qui gérait le plus grand nombre d'équations (plus de 160 000 pour *Dymola* contre 60 000 pour *Open-Modelica*). Cependant, il nous semble important de préciser que les solveurs sont en constante évolution et que ces constats sont arrêtés au jour de rédaction de ce document.
- A l'exploitation des résultats rendue plus facile par les outils de comparaison des résultats, les scripts, et les outils mathématiques d'analyse,
- Aux solutions conviviales d'optimisation, d'étude paramétrique et de propagation d'incertitudes

En outre, *Dymola* a la réputation d'être la plateforme sur laquelle les multiples avancées du langage *Modelica* sont le plus rapidement implémentées. Par ailleurs, *Open-Modelica* ne compile et ne simule pas encore toute la bibliothèque *Modelica Standard Library* (MSL), notamment pas la partie concernant les fluides.

3.2. Construction de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI*

Au pôle R&D d'EDF, toute la modélisation 0D/1D de systèmes complexes se fait sous *Dymola*, de la modélisation des centrales électriques à celles des bâtiments en passant par les réseaux. *BuildSysPro* est la déclinaison Bâtiment de cet ensemble.

Dans *BuildSysPro*, plusieurs approches physiques, de la plus simple à la plus complexe, peuvent être construites : thermique pure, thermo-aéraulique, thermo-hygro-aéraulique, thermo-aéro-QAI,… Chaque approche, en fait caractérisée par la nature de ses connecteurs, constitue une sous-modèlothèque de *BuildSysPro*. Chacune de ses briques est en perpétuelle évolution grâce à un groupe permanent de développeurs.

L'objectif de cette partie est de décrire la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* de *BuildSysPro* entièrement réfléchie, construite et développée dans le cadre de cette thèse. Elle est constituée de modèles *Modelica* couplant les transferts de chaleur et les transferts de masse de toutes les entités composant l'air circulant dans le bâtiment. Nous présentons ici les choix fondamentaux effectués, auxquels se conforment tous les composants de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* pour assurer une bonne cohérence d'ensemble.

L'ensemble du bâtiment est un assemblage de composants 0D ou 1D regroupés en deux types :

- Les volumes (ou nœuds). Ils ne sont composés que d'un seul port. Ils contiennent les équations de bilan de masse et d'énergie.
- Les éléments bi-ports (ou dipôles). Ils contiennent les équations de bilan des quantités de mouvement.

Le bâtiment est construit en connectant les volumes entre eux via des dipôles. Il est possible de connecter directement deux dipôles entre eux.

L'organisation actuelle de la modèlothèque est donnée par l'arborescence commentée Figure 3.7.

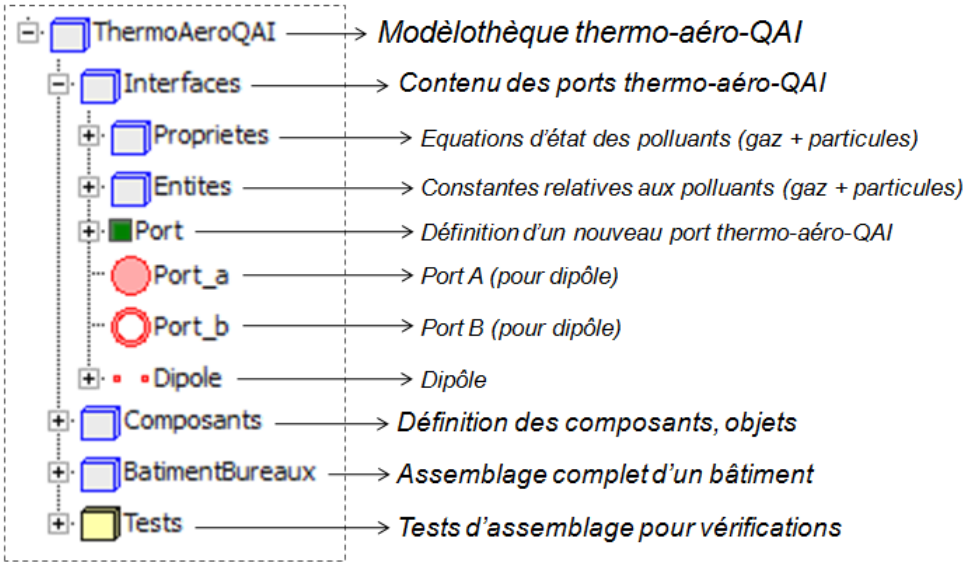


Figure 3.7 : Copie d'écran commentée de la structure de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI*

La modèlothèque est divisée en packages *Modelica*, équivalent de dossiers dans *Windows*. Le développement de notre modèlothèque s'est naturellement basée sur l'existant : (i) La partie thermique pure n'a pas été réécrite et fait appel à la modèlothèque *ThermiquePure* de *BuildSysPro* ; (ii) La structure a été inspirée de celle du package *Modelica.Media* [CASELLA, 2006] qui est une des modèlothèques libres développées par l'association *Modelica*. Nous souhaitions ici utiliser une modèlothèque dédiée uniquement à la thermo-aéro-QAI dans les bâtiments. *Modelica.Media* a une portée beaucoup plus large et la généricité du code (omniprésence de choix multiples) le rendait lourd inutilement pour notre cas, ce qui nous a incité à entièrement développer une nouvelle modèlothèque. Nous allons tout d'abord logiquement nous intéresser au contenu des connecteurs liés à cette physique : la thermo-aéro-QAI.

3.2.1. Connecteurs thermo-aéro-QAI

Comme précisé plus haut, les connecteurs sont les révélateurs du domaine physique modélisé. Pour la thermo-aéro-QAI, de nouveaux connecteurs ont donc été développés dans le cadre de notre étude qui se caractérise par deux points essentiels au regard des autres travaux sur le sujet :

1- Les phénomènes thermiques et QAI sont couplés.

2- Tous les polluants sont traités simultanément.

Dans notre approche, un connecteur représente l'état de l'air à un temps *t*. Les ports thermo-aéro-QAI doivent donc contenir les variables nécessaires à la caractérisation de cet état et des flux échangés. Nous avons choisi de caractériser la dimension thermique par la température de l'air, et la composition de l'air par la pression partielle de chaque entité gazeuse et le nombre de particules par unité de volume de chaque entité particulaire. On obtient alors la représentation suivante (Tableau 3.) :

Potentiels			Flux associés		
Nom	Notation	Unité	Nom	Notation	Unité
Température	T	en K	Flux de chaleur	H_t	en W
Pressions partielles de chaque entité gazeuse *i*	$[P_{pi}]$	en Pa	Flux massiques de chaque entité gazeuse *i*	$[Q_{mi}]$	en $kg.s^{-1}$
Nombre d'entités particulaires par unité de volume (particules inertes et microorganismes)	$[N_{pi}]$	en m^{-3}	Flux de chaque entité particulaire *i*	$[Q_{pi}]$	en $nombre.s^{-1}$

Tableau 3.1 : Variables caractérisant le connecteur thermo-aéro-QAI

Nous illustrons par la Figure 3.8 le contenu de notre port thermo-aéro-QAI :

```
connector PortQAI "Modèle de connecteur thermo-aéro-QAI"

  replaceable package Medium =
   ModeleQAI.Interfaces.Proprietes.MelangeDeGazParfaits_Particules "Attache
   du package des fonctions définissant les propriétés thermodynamiques";

//Déclaration des potentiels et flux//

  Modelica.SIunits.Temperature T(start=T_def) "Température";
  flow Modelica.SIunits.HeatFlowRate Ht(start=0) "Flux de chaleur";

  Modelica.SIunits.AbsolutePressure Ppi[nX](start=Ppi_def,displayUnit="Pa")
   "Vecteur des pressions partielles de toutes les entités composant l'air,
   y compris l'air sec";
  flow Modelica.SIunits.MassFlowRate Qmi[nX](start=fill(0,nX))
   "Vecteur des débits massiques de toutes les entités composant l'air, y co
   mpris l'air sec et la vapeur d'eau";

  Modelica.SIunits.DonorNumberDensity Npi[nP](start=Npi_def)
   "Vecteur des concentrations des entités particulaires (particules inertes
   et microorganismes)";
  flow Modelica.SIunits.Frequency Qpi[nP](start=fill(0,nP))
   "Vecteur des nombre d'entités particulaires par unité de temps
   (particules inertes et microorganismes)";

end PortQAI;
```

Figure 3.8 : Extrait code *Modelica*, le connecteur thermo-aéro-QAI

Le connecteur contient toutes les variables qui permettent de caractériser l'état thermodynamique de l'air. Il inclut les variables *nX* et *nP* donnant la taille des vecteurs représentant le nombre de polluants étudiés : *nX* entités gazeuses, *nP* entités particulaires. Ces nombres peuvent être choisis par les utilisateurs à chaque simulation.

Remarque : On retrouve les potentiels correspondant à la thermique et à la QAI, en revanche, l'aéraulique ne semble pas s'y trouver : elle est majoritairement gérée par le gradient de pression totale P_t et celui-ci n'apparait pas comme un potentiel. Ce choix a été fait car la pression totale se calcule facilement à partir des pressions partielles, ce potentiel supplémentaire aurait alourdi le connecteur sans nécessité.

3.2.2. Propriétés thermodynamiques de l'air

Dans les connecteurs, seule la constitution du milieu est définie, sans assignation de propriétés spécifiques. L'assignation est faite dans le package *Propriétés*. Ce package est construit à l'image d'un arbre pour lequel la racine commune est un air sec et propre auquel on peut ajouter des entités gazeuses, des particules et des microorganismes.

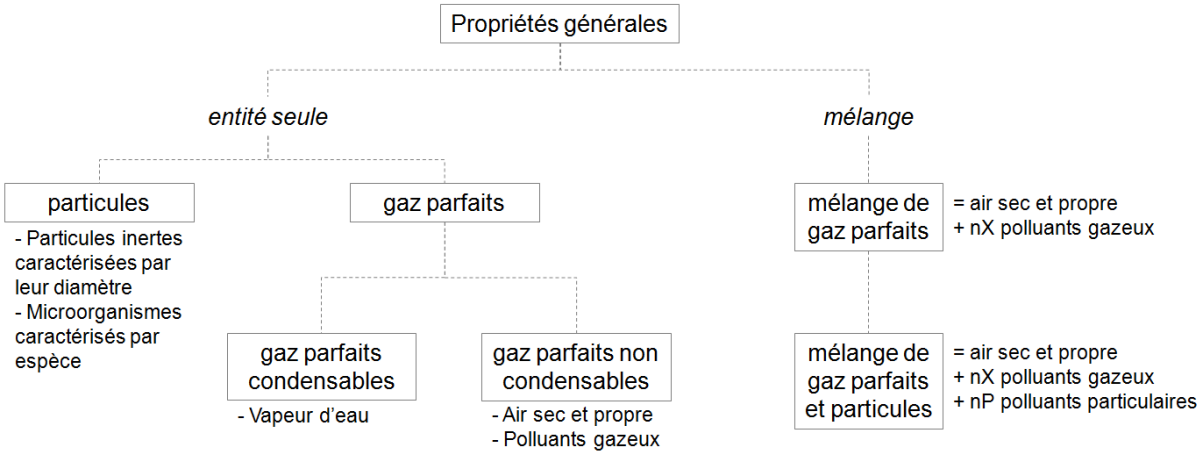


Figure 3.9 : Représentation de la structure du package *Propriétés* de la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI*

Les premières propriétés définies sont celles des gaz parfaits.

$$\rho_i = \frac{P_{pi}\, M_i}{R\, T} \qquad \text{Équation 3.1}$$

Où : ρ_i est la masse volumique partielle de l'entité *i* [kg.m^{-3}],

P_{pi} est la pression partielle de l'entité *i* [Pa],

M_i est la masse molaire de l'entité *i* [kg.mol^{-1}],

R est la constante universelle des gaz parfaits (R = 8,314 J.mol^{-1}.K^{-1}),

T est la température [K].

Dans le contexte de l'étude, les polluants gazeux sont tous considérés comme des gaz parfaits non condensables. Pour de futurs développements qui traiteraient de molécules moins volatiles, par exemple les composés organiques semi-volatiles (COSV), il serait tout à fait possible de considérer des polluants comme condensables, au même titre que la vapeur d'eau. Ce qui les différencie, c'est la définition de l'enthalpie spécifique : le terme de chaleur latente apparait pour les gaz condensables.

$$h_i = \begin{matrix} soit : & c_{p_{vap}}\left(T - T_{ref}\right) + L\left(T_{ref}\right) \\ soit : & c_{p_{liq}}\left(T - T_{ref}\right) + L(T) \end{matrix} \qquad \text{Équation 3.2}$$

Où : h_i est l'enthalpie spécifique [J.kg^{-1}],

$c_{p,vap}$ est la chaleur spécifique de la vapeur [J.kg^{-1}.K^{-1}],

$c_{p,liq}$ est la chaleur spécifique du liquide [J.kg^{-1}.K^{-1}],

T est la température [K],

T_{ref} est la température de référence [K],

L est la chaleur latente [J.kg^{-1}], uniquement dans le cas des gaz parfaits condensables.

Le mélange de gaz parfaits est défini comme un mélange idéal de gaz parfaits, c'est-à-dire que la pression totale est égale à la somme des pressions partielles de chaque entité gazeuse composant l'air (loi de Dalton).

$$P_t = \sum_{i=1}^{n} P_{pi} \qquad \text{Équation 3.3}$$

Où : P_t est la pression de l'air [Pa].

La seconde partie du package concerne les propriétés des entités particulaires. Dans nos modèles, les comportements des particules inertes et des microorganismes sont définis de la même manière, mais les microorganismes sont repérés par une taille de particule spécifique (dans les faits, pour juger de l'impact sanitaire des microorganismes, il conviendrait aussi de pouvoir déterminer leur âge, mais ceci est très difficile avec une modélisation de type eulérienne). Ces entités sont également caractérisées par une enthalpie calculée sur la base d'une capacité thermique massique unique (hypothèse : $c_{p,particules}$ = 1000 J.kg^{-1}.K^{-1}). En revanche, elles ne sont caractérisées ni par une masse volumique, ni par une pression partielle, mais par une concentration en nombre [nombre.m^{-3}].

Pour faciliter l'écriture des équations, la grandeur C_i correspond dans les équations qui vont suivre à la concentration massique en [kg.m^{-3}] pour les entités gazeuses et à la concentration en nombre [nombre.m^{-3}] pour les entités particulaires. De la même manière, lorsque nous écrirons le débit d'une entité *i*, Q_i, il s'agira d'un débit massique pour les entités gazeuses [kg.s^{-1}] et d'un flux en nombre pour les particules [nombre.s^{-1}].

Les dernières propriétés décrites sont finalement celles du mélange entre les entités gazeuses et particulaires. La principale différence entre les deux types d'entités est que les particules n'influent pas sur la pression totale de l'air.

Deux compléments d'information doivent être fournis à ce stade :

- Les interactions entre les polluants telles que la réactivité chimique impliquant certaines entités gazeuses, les phénomènes de coagulation entre entités particulaires contribuant à faire évoluer la distribution granulométrique des Particules En Suspension (PES), les phénomènes de sorption des gaz sur les PES,…ne sont pas modélisées ;
- Les transferts de la vapeur d'eau ne sont pas pris en compte actuellement dans les modèles (émissions, interactions avec les matériaux). Néanmoins, tout est prévu pour accueillir les équations dans les packages. Il nous semble important de préciser dès maintenant que par la suite, nous distinguerons toute de même les conditions été et hiver caractérisées par une certaine humidité relative (qui correspondra aux conditions de consigne des essais expérimentaux menés).

Dans les deux cas, la modèlothèque a été pensée pour pouvoir intégrer ces phénomènes. Les lois et caractéristiques peuvent être facilement intégrées dans notre structure.

Notre air est donc défini par un **air propre et sec** auquel sont ajoutées ***nX* entités gazeuses** et ***nP* entités particulaires**.

Avec ces propriétés, le connecteur thermo-aéro-QAI développé sous *Modelica* permet d'implémenter la physique de la QAI dans les différents modèles souhaités.

3.2.3. Équations de conservation

Pour chaque volume d'air V (en m^3), les équations de conservation devront être respectées. La conservation de l'énergie s'exprime par :

$$\frac{du}{dt} = \frac{1}{V}\left(\sum \Phi_{h,e} - \sum \Phi_{h,s} + P_h\right)$$ Équation 3.4

Où : u est la densité d'énergie interne [J.m^{-3}], égale à la somme des densités d'énergie interne de chaque entité composant l'air,

$\Sigma\Phi_{h,e}$ est la somme des flux de chaleur entrant [W],

$\Sigma\Phi_{h,s}$ est la somme des flux de chaleur sortant [W], et

P_h est le terme de production de chaleur [W].

Pour chaque entité i présente dans le volume d'air V, l'équation de conservation de la masse est donnée par l'Équation 3.5 :

$$\frac{d(Y_i)}{dt} = \frac{1}{V}\left(\sum \Phi_{p,e} - \sum \Phi_{p,s} + P\right)$$ Équation 3.5

Où : $\Phi_{p,e}$ est le flux entrant en [kg.s^{-1}] pour les entités gazeuses et en [nombre.s^{-1}] pour les entités particulaires,

$\Phi_{p,s}$ est le flux sortant en [kg.s^{-1}] pour les entités gazeuses et en [nombre.s^{-1}] pour les entités particulaires, et

P est le taux de production de polluants à l'intérieur du volume, en [kg.s^{-1}] pour les entités gazeuses et en [nombre.s^{-1}] pour les entités particulaires.

3.2.4. Dipôles

Deux types de dipôles ont été définis dans notre étude : des dipôles correspondant aux équations de transport aérauliques dans lesquels sont représentées les contributions de l'advection et de la diffusion, et les dipôles correspondant aux équations de transport « air-matériau » dans lesquels sont modélisés les phénomènes d'interaction entre les entités présentes dans l'air et les matériaux dont la surface est en contact avec l'air.

Dans les deux cas, on retrouve l'équation de flux énergétique : le flux de chaleur global, H_t [W] est la somme des flux de chaleur échangés par chaque entité i composant l'air, H_i [W]. Pour chaque entité, le flux de chaleur est représenté par un flux enthalpique.

$$H_t = \sum H_i$$ Équation 3.6

Le flux enthalpique d'une entité i est donné par le produit de son flux massique, correspondant à la somme du flux advectif et du flux diffusif, et de son enthalpie spécifique hi [J.kg^{-1}] donnée par l'équation (Équation 3.2). Le flux massique correspond à la somme du flux advectif et du flux diffusif :

$$H_i = h_i\left(Q_{m,i_{adv}} + Q_{m,i_{diff}}\right)$$ Équation 3.7

■ Dipôles pour les transports aérauliques

Les modèles de transport aérauliques se décomposent selon deux termes : une partie advection et une partie diffusion. L'advection correspond au transport d'une entité, gazeuse ou particulaire, par le mouvement d'ensemble de l'air. Le flux massique d'advection de chaque entité est donné par l'équation (Équation 3.8) :

$$Q_{m,i_{adv}} = X_i \, Q_{m,air}$$ Équation 3.8

Où : $Q_{m,air}$ est le flux massique global de l'air [kg.s^{-1}],

$Q_{m,i_{adv}}$ est la part advective du flux massique global de chaque entité *i* [kg.s^{-1}], et

X_i est la fraction massique de chaque entité *i*.

Si le flux massique global de l'air s'écrit de façon classique comme :

$$Q_{m,air} = K \, \Delta P^n$$ Équation 3.9

Où : *K* [kg.s^{-1}.Pa^{-n}] est un coefficient qui dépend de la section de passage et de la forme de la portion de réseau aéraulique,

n est un coefficient adimensionné qui caractérise l'écoulement, et

ΔP est la différence de pression totale aux bornes du composant aéraulique concerné [Pa].

Alors, le flux massique lié à l'advection s'exprime par :

$$Q_{m,i_{adv}} = X_i \, K \, \Delta P^n$$ Équation 3.10

Quant au transport par diffusion, il est dû à la réorganisation des entités gazeuses et particulaires dans l'air pour atteindre un mélange homogène sans mouvement d'ensemble. Il s'exprime par :

$$Q_{m,i_{diff}} = D_{i_{air}} \, \Delta C_i \, G$$ Équation 3.11

Où : $Q_{m,i_{diff}}$ est le flux diffusif [kg.s^{-1}] pour les entités gazeuses et en [nombre.s^{-1}] pour les entités particulaires,

$D_{i_{air}}$ est le coefficient de diffusion de l'entité *i* dans l'air [m².s^{-1}], et

G est une dimension caractéristique [m], par exemple pour une gaine cylindrique de diamètre *d* et de longueur *L* : $G = \pi \frac{d^2}{4L}$.

En sommant les termes d'advection et de diffusion, on obtient le flux massique total $Q_{m,i}$ de chaque entité *i*.

$$Q_{m,i} = Q_{m,i_{adv}} + Q_{m,i_{diff}}$$ Équation 3.12

■ Dipôles pour les interactions air / matériau

Le modèle choisi pour représenter les interactions entre les polluants gazeux organiques et les matériaux est le modèle de TICHENOR et al. [1991] dit k_a / k_d, où k_a est une constante d'adsorption [m.s^{-1}], et k_d une constante de désorption [s^{-1}] (cf. justifications de ce choix dans la partie 2.2.2 concernant la modélisation des phénomènes d'interaction entre polluants et matériaux). Dans ce

modèle, les flux $Q_{m_{i,j}}$ du polluant *i* échangés entre l'ambiance et la surface du matériau *j* s'expriment par l'Équation 3.13 :

$$Q_{m_{i,j}} = (k_{a_{i,j}}\, C_i - k_{d_{i,j}}\, C_{s_{i,j}})\, S_j$$ Équation 3.13

Où : $C_{s_{i,j}}$ est la masse de polluant *i* par unité de surface du matériau *j* [kg.m^{-2}],

C_i est la concentration du polluant gazeux dans l'air [kg.m^{-3}],

$k_{a_{i,j}}$ est la constante d'adsorption associée au couple polluant *i* / matériau *j* [m.s^{-1}],

$k_{d_{i,j}}$ est la constante de désorption associée au couple polluant *i* / matériau *j* [s^{-1}], et

S_j est la surface de matériau *j* considéré [m²].

Les interactions entre les particules et les matériaux sont quant à elles représentées par le modèle dit de dépôt / remise en suspension, notamment décrit dans les travaux de NAZAROFF [2004] (cf. justifications de ce choix dans la partie 2.2.2 concernant la modélisation des phénomènes d'interaction entre polluants et matériaux). Pour mémoire, ce modèle se traduit par une équation décrivant l'évolution du nombre de particules déposées à la surface du matériau considéré selon un formalisme similaire à celui obtenu pour l'adsorption/désorption des polluants gazeux à la surface des matériaux. Le flux $Q_{p_{i,j}}$ de particules *i* échangés entre l'ambiance et la surface du matériau *j* s'exprime ainsi à travers l'équation :

$$Q_{p_{i,j}} = \left(v_{d_{i,j}}\, C_i - v_{rs_{i,j}}\, C_{s_{i,j}}\right)\, S_j$$ Équation 3.14

Où : $C_{s_{i,j}}$ est la masse de particules *i* déposées par unité de surface du matériau *j* [nombre.m^{-2}],

C_i est la concentration des particules *i* dans l'air [nombre.m^{-3}],

$v_{d_{i,j}}$ est la vitesse de dépôt des particules *i* sur la surface de matériau *j* [m.s^{-1}], et

$v_{rs_{i,j}}$ est la vitesse de remise en suspension des particules *i* depuis le matériau *j* [s^{-1}].

Les interactions entre les polluants gazeux inorganiques et les matériaux sont implémentées de la même façon, à la différence près qu'il n'y a pas de réémission du matériau vers l'air (v_{rs} est automatiquement fixée à une valeur nulle).

3.2.5. Scénarios

Le fonctionnement d'un scénario sur *Dymola* consiste en la lecture d'un fichier texte par un modèle. Nous allons distinguer deux types de scénarios : les conditions limites environnementales et les conditions d'occupation ou liées à l'occupation. Dans les deux cas, la première colonne des fichiers est le temps.

- **Conditions limites environnementales : climat et pollution extérieure**

BuildSysPro étant déjà utilisée dans différentes études au pôle R&D d'EDF, la base de données météorologiques est déjà existante. Elle est alimentée par les données de la base Météonorm. On y trouve les évolutions de différentes grandeurs caractérisant l'environnement extérieur sur une année type au pas horaire. Les informations qui sont extraites pour nos applications sont la température extérieure, la pression atmosphérique et les flux solaires.

Nous avons amélioré ce lecteur en le complétant par un lecteur de scénarios de pollution extérieure. Nous avons choisi de construire trois types de pollution extérieure correspondant à des typologies de pollution urbaine, périurbaine et rurale. A chaque couple météo / type de pollution extérieure correspond un fichier texte comprenant l'évolution temporelle des concentrations des polluants étudiés : gaz organiques, gaz inorganiques, particules distinguées par classes granulométriques ([0,2 ; 0,3 µm], [0,3 ; 0,5 µm], [0,5 ; 0,7 µm], [0,7 ; 1,0 µm], [1,0 ; 2,0 µm], [2,0 ; 3,0 µm], [3,0 ; 5,0 µm], [> 5 µm]) et microorganismes distinguées par espèces caractérisées principalement à ce jour par des classes granulométriques identiques à celles des particules inertes.

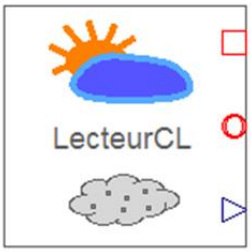


Figure 3.10 : Icône du lecteur de conditions aux limites environnementales

Le choix pour un utilisateur se fait de façon simple : pour la météo, il doit sélectionner le fichier texte qui lui convient dans le bon dossier ; pour la pollution extérieure, il suffit de sélectionner le type d'environnement souhaité parmi ceux proposés dans une liste composée de couples « ville – type de pollution extérieure ».

La Figure 3.11 illustre le contenu des fichiers que va lire notre lecteur de conditions environnementales.

(a)

Temps (s)	Flux solaire direct ($W.m^{-2}$)	Flux solaire diffus ($W.m^{-2}$)	Température sèche (°C)	Température de ciel (°C)	Pression atmosphérique (Pa)	[...]*

(b)

Temps (s)	Formaldéhyde ($\mu g.m^{-3}$)	Acétaldéhyde ($\mu g.m^{-3}$)	Acétone ($\mu g.m^{-3}$)	Heptane ($\mu g.m^{-3}$)	Toluène ($\mu g.m^{-3}$)	CO_2 ($\mu g.m^{-3}$)	Ozone ($\mu g.m^{-3}$)	...

...	0,2-0,3 µm ($nbr.m^{-3}$)	0,3-0,5 µm ($nbr.m^{-3}$)	0,5-0,7 µm ($nbr.m^{-3}$)	0,7-1,0 µm ($nbr.m^{-3}$)	1,0-2,0 µm ($nbr.m^{-3}$)	2,0-3,0 µm ($nbr.m^{-3}$)	3,0-5,0 µm ($nbr.m^{-3}$)	> 5,0 µm ($nbr.m^{-3}$)	...

...	Champignons ($nbr.m^{-3}$)	Bactéries ($nbr.m^{-3}$)

** D'autres données apparaissent dans le fichier météo mais ne sont pas appelées par notre lecteur de conditions aux limites (humidité relative, vitesse et direction du vent, latitude, longitude, …)*

Figure 3.11 : Contenu des colonnes des fichiers (a) météo et (b) pollution extérieure, lus par le lecteur de conditions aux limites

■ Conditions d'occupation

Comme pour les scénarios météos, les scénarios d'occupation ne sont pas spécifiques à la thermo-aéro-QAI et ce type de lecteur est déjà existant dans la modèlothèque *BuildSysPro*. Le code utilisé dans le fichier texte pour définir si un local est occupé ou non est le suivant :

0 : locaux non occupés,

1 : locaux occupés.

A partir de ces informations, un coefficient multiplicateur équivalent au nombre de personnes présentes est appliqué. Il n'est pas forcément constant. Il peut dépendre des périodes de l'année (vacances, travail, …), des moments de la journée (lever, matinée, midi, après-midi, soirée, …). Une fois le nombre de personnes présentes connu à chaque pas de temps, de nouveaux coefficients multiplicateurs permettent de déterminer :

- les apports thermiques et les émissions de CO_2 dus aux occupants,
- les besoins en ECS et en éclairage,
- les besoins en apport d'air neuf si on choisit de moduler le débit de ventilation en fonction de la présence des occupants,
- les émissions de polluants dues aux équipements allumés, en veille ou éteints,
- les émissions de polluants dus à l'utilisation des produits d'entretien.

Les scénarios de températures de consigne pour le chauffage et le refroidissement sont également liés à l'occupation et aux temps d'inoccupation des locaux. Ces évaluations peuvent par exemple se faire sur la base des principes retenus dans le moteur de calcul de le RT 2012 qui utilise des critères du type « présent », « absent moins de 48 heures », « absent plus de 48 heures ».

3.3. Développement des composants thermo-aéro-QAI

La simulation d'un bâtiment réel vis-à-vis de l'énergétique et de sa QAI fait appel à de nombreux composants (objets élémentaires) qui sont de natures différentes quant au type de physique à modéliser : thermique, aéraulique et qualité de l'air, avec suivant les cas des phénomènes couplés à considérer ou pas. Les paragraphes qui suivent présentent les composants contenus dans la modèlothèque *Thermo-aéro-QAI* qui a été développée pour mener à bien l'étude sur la caractérisation du potentiel des systèmes d'épuration. Trois types sont à distinguer :

- Les composants correspondant aux ambiances intérieures,

- Les composants correspondant aux systèmes aérauliques (éléments du réseau de ventilation, défauts d'étanchéité, portes), qui permettent de déterminer les débits d'air qui interviennent dans les modèles de dipôles présentés ci-dessus,

- Les composants « passerelles » destinés à pouvoir intégrer des modèles existants de thermique pure pour la simulation couplée de la thermique et de la qualité de l'air.

3.3.1. Volume de contrôle

Un volume de contrôle est le composant qui représente les ambiances intérieures. Il est construit à partir d'un seul connecteur. Tous les potentiels (température, pressions partielles et nombres de particules par unité de volume) prennent une valeur identique en tout point du volume considéré, ces grandeurs sont homogènes dans tout le volume. Les équations de conservation de masse et d'énergie définies au paragraphe 3.2.3 doivent être respectées. Dans ce type de modélisation, un volume de contrôle peut représenter une pièce ou une zone regroupant plusieurs pièces de même usage. L'hypothèse d'homogénéité des potentiels dans le volume est acceptable pour des pièces courantes (d'une hauteur sous-plafond inférieure à 3 mètres de hauteur) correctement brassées mais devient critiquable pour des pièces de grande hauteur sous-plafond et / ou peu brassées (présentant par exemple une forte stratification thermique).

3.3.2. Réseaux aérauliques

Tous les éléments de réseaux aérauliques sont construits à partir de la même base : le dipôle des transports aérauliques défini dans le paragraphe 3.2.4. La part diffusive du débit massique est identique dans tous les composants aérauliques (Équation 3.11). En revanche, les coefficients *K* et *n* intervenant dans l'expression de la part advective du débit massique (Équation 3.9) varient en fonction des situations : *K* varie en fonction du coefficient de pertes de charges (linéaires ou singulières), *n* en fonction de la géométrie du passage de l'air. On distingue deux types de perte de charge :

- Les pertes de charge linéaires, dues aux frottements de l'air sur les parois des conduits,
- Les pertes de charge singulières, dues aux différentes singularités du réseau.

Gaines, connexions, bouches et grilles

Dans le cas d'une conduite droite, l'expression des pertes de charge *ΔP*, linéaires, s'exprime par :

$$\Delta P = L\,\frac{\lambda}{D_h}\,\rho\,\frac{v^2}{2}$$ Équation 3.15

Où : *ΔP* sont les pertes de charge [Pa],

λ est le coefficient de perte de charge linéaire (adimensionné),

L est la longueur de la conduite droite [m],

D_h est le diamètre hydraulique [m],

ρ est la masse volumique de l'air [kg.m^{-3}], et

v est la vitesse de l'air [m.s^{-1}].

Soit :

$$\Delta P = \lambda \frac{L}{D_h}\,\frac{\rho}{2}\left(\frac{Q_v}{A}\right)^2$$ Équation 3.16

Où : Q_v est le débit volumique de l'air [m^3.s^{-1}], et

A est l'aire de la conduite droite [m²].

Si on pose C_{lin} le coefficient :

$$C_{lin} = \lambda \frac{L}{D_h}\,\frac{\rho}{2\,A^2}$$ Équation 3.17

On obtient alors :

$$\Delta P = C_{lin}\,{Q_v}^2$$ Équation 3.18

En remettant cette équation sous la forme de l'équation (Équation 3.9), on obtient :

$$Q_m = \rho\,Q_v = \rho\,\frac{1}{{C_{lin}}^{\frac{1}{2}}}\;\Delta P^{\frac{1}{2}}$$ Équation 3.19

Où : Q_m est le débit massique de l'air [kg.s^{-1}]

Et on trouve donc par identification :

$$n = \frac{1}{2}$$ Équation 3.20

$$K = \rho \frac{1}{{C_{lin}}^{n}}$$ Équation 3.21

Le coefficient de pertes de charge λ dépend du régime d'écoulement : les lois utilisées sont celle de *Hagen Poiseuille* lorsque l'écoulement est laminaire, et celle de *Colebrook* lorsque l'écoulement est turbulent.

Dans le cas des pertes de charge singulières engendrées par la présence de singularités dans le réseau, illustrées par leurs icones Figure 3.12, les formules utilisées dans les développements numériques sont celles présentées dans le Memotech Génie énergétique [DAL ZOTTO, 1996].

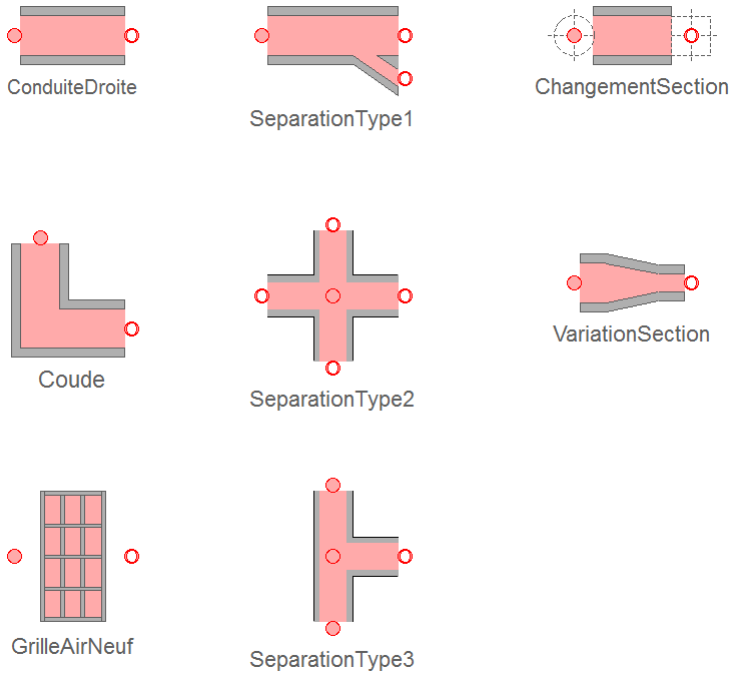


Figure 3.12 : Icones des composants de réseaux aérauliques développés en thermo-aéro-QAI

Les éléments de réseaux qui composent la Centrale de Traitement d'Air (CTA), à savoir les batteries chaude et froide et le ventilateur, sont eux-aussi construits sur ces bases.

Batteries

Les batteries sont les éléments de la CTA qui gèrent le traitement thermique de l'air. Elles sont modélisées comme une conduite droite à laquelle on applique une puissance thermique déterminée à partir de la température de consigne de la zone à traiter. L'équation qui correspond au modèle de composant est l'équation du flux de chaleur global (Équation 3.6) exprimée pour tout dipôle à laquelle on ajoute un terme P_h [W] de production de chaleur.

$$H_t = \sum H_i + P_h$$ Équation 3.22

Remarque : Ce composant n'a pas d'impact sur les concentrations en polluant : les potentiels *pressions partielles* et *nombres de particules par unité de volume* sont inchangés

entre l'entrée et la sortie – port A et port B – de la batterie, seul le potentiel *température* est impacté.

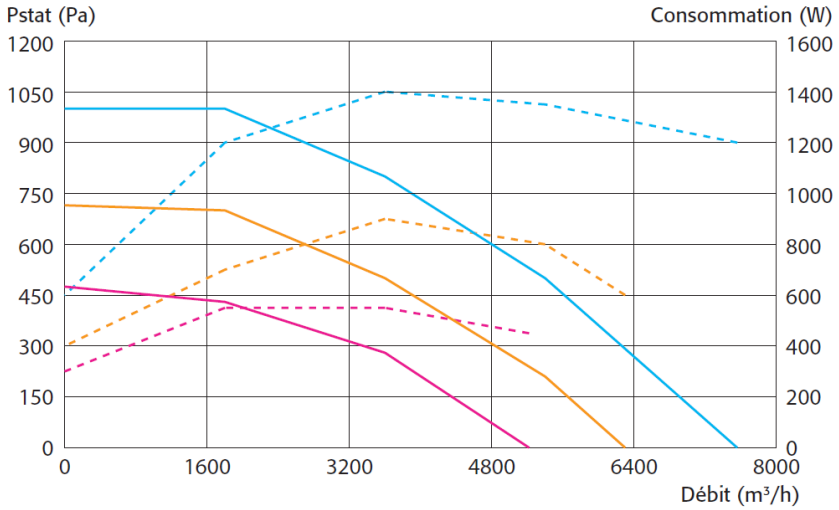
Ventilateur

Le modèle générique de ventilateur est défini à partir de courbes caractéristiques fournies par les constructeurs. Ce modèle nécessite deux types de courbes : la différence de pressions totales ΔP_t en fonction du débit Q_v (Équation 3.23), et la consommation du ventilateur *Conso* en fonction du débit Q_v (équation 24). Le ventilateur est l'élément moteur qui compense les pertes de charge du réseau.

$$dP = f(Q_v)$$ Équation 3.23

$$Conso = g(Q_v)$$ Équation 3.24

Les fonctions *f* et *g* sont définies par des points dans un fichier texte appelé dans le modèle (Figure 3.13). Une interpolation linéaire est ensuite réalisée entre ces points.



Q_v (m³.h⁻¹)	ΔP_t (Pa)
0	1000
1785	1000
3580	800
5400	500
7450	0

Q_v (m³.h⁻¹)	*Conso* (W)
0	600
1790	1200
3585	1400
5385	1350
7560	1200

Figure 3.13 : Courbes caractéristiques d'un ventilateur (Modèle Rectil'Air ECM 400 de France Air) et les points qui les définissent dans le fichier texte appelé par le modèle

Épurateurs d'air

Le modèle générique d'épurateur d'air développé est également construit sur ces mêmes bases. Il existe un seul modèle pour toutes les techniques d'épuration : les épurateurs sont modélisés comme des boites noires dans lesquelles on trouve uniquement des lois de comportement basées sur des données expérimentales. Quatre paramètres, autrement dit les sorties du système, caractérisent ce type de système :

- L'efficacité d'épuration intrinsèque du système, c'est-à-dire la capacité à détruire ou capter les polluants, à différents régimes de fonctionnement ;

$$\varepsilon_{initiale} = h(Q_v, C)$$ Équation 3.25

- La production de polluants secondaires, à différents régimes de fonctionnement ;

$$Production = j(C_1, C_2, C_3, \dots)$$ Équation 3.26

- Les pertes de charge induites dans le réseau aéraulique par l'introduction d'un tel système,

$$\Delta P_t = i(Q_v)$$ Équation 3.27

- Les consommations intrinsèques du système si le système étudié est actif.

De la même façon que dans le cas des ventilateurs, on définit pour un couple système-polluant et une saison, des tableaux de valeurs dans des fichiers textes lus par le modèle. Les paramètres d'entrée sont un vecteur [C_i] des concentrations chaque polluant *i*, gazeux ou particulaire, le débit Q_v entrant dans l'épurateur, la grandeur C_{moy} égale à la valeur moyenne des concentrations de tous les polluants gazeux présents à l'entrée de l'épurateur.

Cette moyenne est utilisée pour l'évaluation de la production de polluants secondaires, représentée ainsi à cause du peu de résultats expérimentaux disponibles. En théorie, cette production est fonction des concentrations de tous les polluants gazeux à l'entrée de l'épurateur (Équation 3.26). Dans les conditions expérimentales données, les concentrations de chaque polluant à l'entrée et à la sortie de l'épurateur sont connues, mais il est impossible d'associer la part de responsabilité de chaque polluant primaire à la production des polluants secondaires. La production est donc modélisée associée au mélange. Seuls des résultats pour quelques cas de fonctionnement particuliers étant disponibles, nous sommes dans l'incapacité d'en déduire des lois précises. L'obligation de simplification et la volonté de représenter cette production pour une évaluation des systèmes la plus complète possible nous ont conduits à faire le choix d'une loi représentant la production en fonction de la concentration moyenne des polluants gazeux présents à l'entrée de l'épurateur.

$$Production = j'(C_{moy})$$ Équation 3.28

Une fois que les données disponibles le permettront, il sera bien évidemment possible de remplacer cette loi par une loi plus détaillée. De la même manière, l'évolution des épurateurs dans le temps (encrassement, maintenance) n'est pas prise en compte aujourd'hui. Numériquement, elle pourrait être ajoutée relativement facilement grâce au module de « puits » qui a été inséré. En effet, les bilans de flux nuls imposés au niveau des connecteurs impliquent que ce qui est détruit ou capté par l'épurateur ne peut pas disparaître, cette quantité est stockée virtuellement dans un puits. La réutilisation de ces données, permettrait de connaitre la quantité de polluant stockée par l'épurateur. L'unique frein est une nouvelle fois le manque de lois. Lorsque les données disponibles permettront de définir des lois d'encrassement en fonction du temps, celles-ci pourront être intégrées à nos modèles pour simuler par exemple l'augmentation de la perte de charge dans le temps ou l'évolution des efficacités.

3.3.3. Passerelle thermique pure / thermo-aéro-QAI

Comme expliqué au début de ce chapitre 3, la modèlothèque *BuildSysPro* est séparée en sous-modèlothèques représentant chacune une physique différente. Il est tout de même possible de relier plusieurs physiques entre elles. Nous pouvons notamment avoir besoin de connecter des modèles de thermique pure à des modèles de thermo-aéro-QAI. Deux cas peuvent être rencontrés :

- dans une étude d'un bâtiment multizone pour laquelle l'étude de la QAI est souhaitée dans une seule zone,
- dans l'assemblage d'un composant où il y a une partie dans laquelle les polluants ne circulent pas et n'ont aucun impact, comme par exemple pour le cas de l'enveloppe.

Dans ce cas, on installe un modèle « passerelle » entre les deux domaines concernés, définie par les équations suivantes (Pour mémoire : température *T*, pressions partielles $P_{p,i}$ et nombre de particules $N_{p,i}$) :

$$T_{port_thermoQAI} = T_{port_thermique}$$ Équation 3.29

$$P_{p,i_{port_thermoQAI}} = 0 \quad (\text{pas de } P_{p,i} \text{ dans le port thermique})$$ Équation 3.30

$$N_{p,i_{port_thermoQAI}} = 0 \quad (\text{pas de } N_{p,i} \text{ dans le port thermique})$$ Équation 3.31

Et la somme des flux nulle :

$$H_{t_{port_thermoQAI}} + H_{t_{port_thermique}} = 0$$ Équation 3.32

L'assemblage de la paroi opaque située dans la partie qui suit illustre l'utilisation de cette passerelle entre deux physiques.

3.3.4. Enveloppe

L'enveloppe du bâtiment constitue le lien entre les volumes intérieurs et les conditions aux limites extérieures. Elle est composée de parois opaques, de parois vitrées, de défauts d'étanchéité et de ponts thermiques. Sur ces quatre catégories de modèles, deux ont un lien avec la QAI : les parois opaques via l'interaction entre les matériaux de surface et les polluants, et les infiltrations via une circulation d'air pouvant véhiculer les polluants. Les deux autres utilisent des modèles uniquement thermiques récupérés des modèlothèques existantes du pôle R&D d'EDF.

■ Infiltrations

Les infiltrations représentent le débit d'air à travers les défauts d'étanchéité de l'enveloppe. Elles sont basées sur l'Équation 3.9 du dipôle aéraulique avec comme coefficients :

$$n = \frac{2}{3}$$ Équation 3.33

$$K = \rho_{air} \frac{Q_{v,nom}}{3600\, dP_{nom}}$$ Équation 3.34

Où : ρ_{air} est la masse volumique de l'air,

dP_{nom} est l'écart de pression nominal, par défaut dP_{nom} = 4 Pa, et

$Q_{v,nom}$ est le débit nominal des fuites sous dP_{nom} [$m^3.h^{-1}$], il est calculé par le produit de la surface déperditive [m²] et de la perméabilité du bâtiment, par défaut égale à 0,6 $m^3.h^{-1}.m^{-2}$.

■ Parois opaques

Les modèles choisis pour représenter les interactions des polluants avec les parois supposent que ces interactions ont lieu uniquement en surface des parois. Un module spécifique à la thermo-aéro-QAI a donc été développé pour représenter ces phénomènes de surface : adsorption / désorption pour les polluants gazeux, dépôt / remise en suspension pour les particules, et réactivité de surface pour les gaz inorganiques. L'intérieur des parois opaques est modélisé uniquement en thermique. Les modèles ont été récupérés des modèlothèques existantes du pôle R&D d'EDF. Cela donne le type d'assemblage représenté à la Figure 3.14 pour une paroi extérieure.

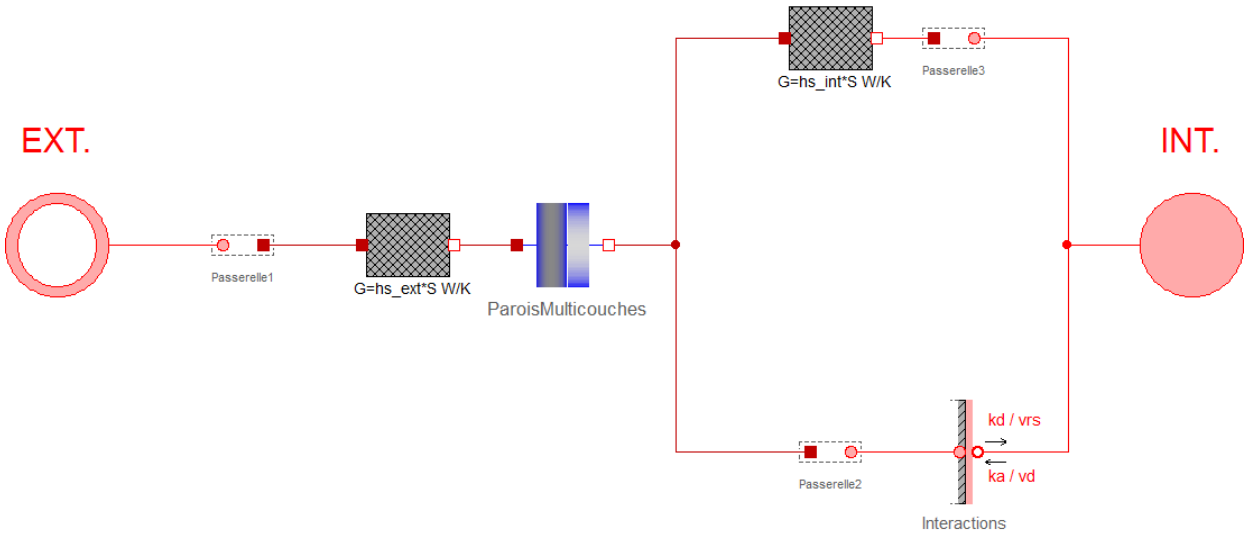


Figure 3.14 : Assemblage d'une paroi opaque extérieur / intérieur

Au centre, on trouve une paroi multicouche modélisée en thermique pure. Pour la paramétrer, on choisit le nombre de couches, l'épaisseur de chacune d'elles, et les matériaux qui les composent. Une base de données matériaux est déjà disponible dans la modèlothèque *Thermique Pure* de *BuildSysPro*. Il est possible de la réutiliser pour les matériaux composant le cœur de la paroi. En revanche, pour les matériaux de surface, la base de données a dû être complétée par les coefficients d'interaction entre les polluants et ces matériaux. A gauche de cette paroi thermique, un module de convection et rayonnement classique relie la surface de la paroi aux conditions limites extérieures. A droite de cette paroi thermique, deux chemins sont représentés en série pour relier la surface de la paroi à l'ambiance : le module de convection et rayonnement et le module d'interactions spécifique à la QAI. Cette paroi est un cas d'application concret pour la passerelle reliant thermique pure et thermo-aéro-QAI définie de manière générale dans la partie 3.3.3.

Dans le cas d'une cloison intérieure reliant deux volumes modélisés en thermo-aéro-QAI, le même principe de modélisation est employé. La seule différence est que le bloc convection - rayonnement / interaction QAI en série est présent de part et d'autre de la paroi thermique. Il convient de noter que l'ensoleillement est également modélisé pour les surfaces extérieures des parois. Il n'a pas été représenté sur la Figure 3.14 pour ne pas surcharger l'illustration.

■ Portes

L'ouverture des portes n'a à ce jour par été modélisée en Thermo-aéro-QAI. Elles sont donc toutes considérées comme fermées. Néanmoins, le détalonnage des portes est représenté comme une infiltration entre deux zones intérieures du bâtiment.

3.4. Cohérence de la modèlothèque Thermo-Aéro-QAI

Le développement de ces modèles numériques sous *Dymola* est une avancée dans le monde de la modélisation de la QAI. En effet, les études courantes réalisaient jusqu'ici plusieurs études en série : une étude thermique, dont les résultats alimentaient une étude aéraulique. Les transferts de polluants, nécessaires à l'évaluation de la QAI, étaient uniquement déduits des résultats de l'étude aéraulique.

Aucun couplage n'était alors possible. Dans ces travaux, des modèles multi-physiques qui se veulent les plus génériques possibles ont été développés. Ils ont nécessité un important travail de réflexion en amont des développements numériques, d'autant plus que l'importance de l'utilisateur final a toujours été gardée en tête malgré la complexité de certains développements. Les assemblages sont réalisables par des néophytes, même si l'utilisation implique une certaine cohérence du fait de la standardisation des connections (flux non connectable avec un potentiel, port thermique non connectable avec un port thermo-aéro-QAI, …).

Divers tests de cohérence ont été menés avec succès pour vérifier le comportement des différents modèles développés, seuls et assemblés :

- évolution du niveau de pollution à l'intérieur d'un volume d'air pour une source unique de pollution, extérieure, à différents débits ;
- évolution du niveau de pollution à l'intérieur d'un volume d'air pour une, puis des sources de pollution intérieures, à différents débits ;
- impact d'une modulation simple du débit ;
- impact de la prise en compte des interactions matériaux / polluants ;
- influence de l'efficacité d'un épurateur d'air et de son débit épuré sur l'évolution du niveau de pollution à l'intérieur d'un volume d'air ;
- comparaison des consommations énergétiques pour une maison Mozart monozone simulées avec des modèles en thermique pure puis avec des modèles en thermo-aéro-QAI

Chapitre 4

Obtention des paramètres pour les modèles de ThermoAéroQAI

Il existe un réel besoin de développement de la modélisation pour déterminer les solutions qui permettront de concilier QAI et efficacité énergétique dans les bâtiments. La satisfaction de ce besoin repose en partie sur la capacité d'obtention de paramètres adaptés, réalistes et fiables (Figure 4.1). Deux catégories de modèles développés nécessitent d'être alimentées par des paramètres caractérisant leur comportement : les modèles d'interaction entre les polluants gazeux présents dans l'air ambiant et les matériaux en contact avec cet air, et les modèles d'épurateurs d'air. Pour ces deux types de modèles, les constats suivants peuvent être mis en avant au regard des données disponibles dans la littérature :

- globalement, peu de données sont disponibles ;
- lorsqu'elles existent, ces données sont très éparses pour un même matériau ou un même système ;
- on ne dispose que de peu d'information sur le détail de leur mode de détermination, et en conséquence, sur la confiance que l'on peut leur accorder.

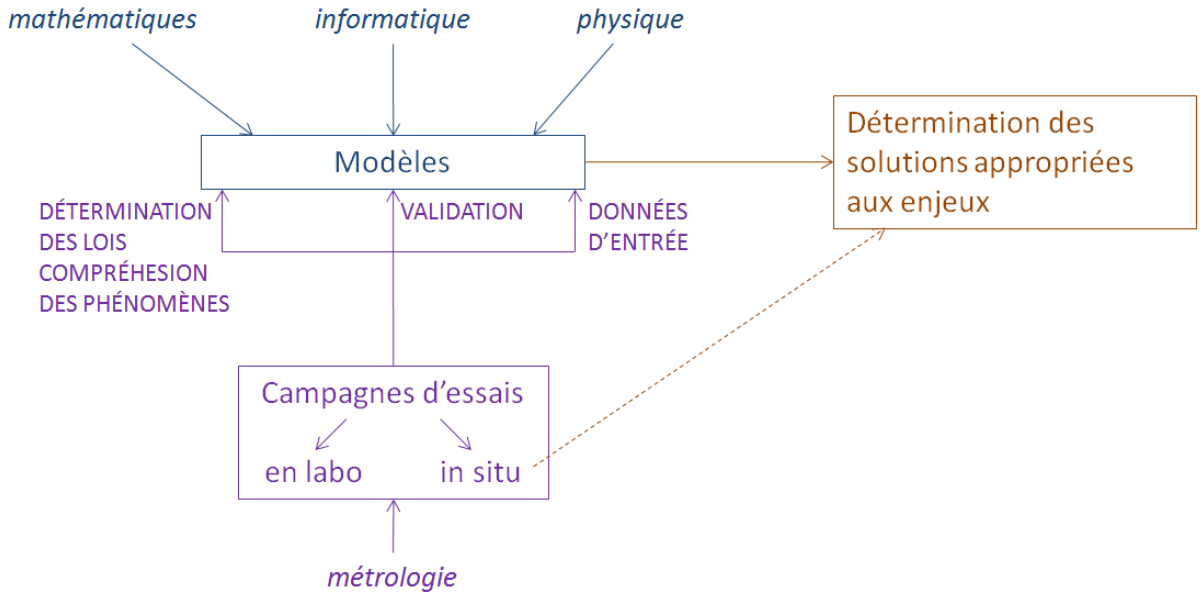


Figure 4.1 : Schéma illustrant le lien entre les travaux expérimentaux et les modèle numériques pour apporter des solutions appropriées aux problèmes de physique des bâtiments actuels

Ainsi, très peu de données fiables semblent être disponibles pour alimenter l'activité de modélisation de la QAI dans les bâtiments. Ce chapitre présente les travaux expérimentaux entrepris au cours de cette thèse pour

- obtenir des données complémentaires pour représenter au mieux les phénomènes de sorption des polluants dans les matériaux usuels des bureaux dans la simulation (partie 4.1) ;
- acquérir des nouvelles données pour caractériser les efficacités et consommations énergétiques des systèmes d'épuration (partie 4.2).

4.1. Détermination des paramètres de sorption des matériaux

L'objectif des essais est de caractériser les capacités de sorption de matériaux de construction, d'ameublement ou de décoration, dans des conditions représentatives d'un bâtiment de bureaux. Ces matériaux peuvent en effet jouer un rôle important au niveau des concentrations d'ambiance comme illustré par la Figure 4.2. En phase d'adsorption, ils captent des polluants gazeux et participent donc à la diminution des concentrations dans les pièces. Au contraire, en phase de désorption, ils réémettent des polluants gazeux auparavant captés et participent donc à augmenter les concentrations dans les pièces. Il est donc important de quantifier ces phénomènes. Certaines valeurs des coefficients d'adsorption k_a et de désorption k_d sont disponibles dans la littérature. Cependant, nous avons choisi de mener ces expériences pour deux raisons :

- Les coefficients trouvés dans la littérature ont été obtenus dans des conditions éparses, pas toujours représentatives des concentrations observées dans les locaux que nous souhaitons traiter. De plus, bien qu'elles soient peu nombreuses, on note une très grande variabilité des résultats pour un même matériau selon leur provenance et la méthode de mesure employée.
- Même en assemblant tout ce qui est a priori utilisable, on ne peut pas couvrir totalement le domaine de modélisation que l'on souhaite traiter.

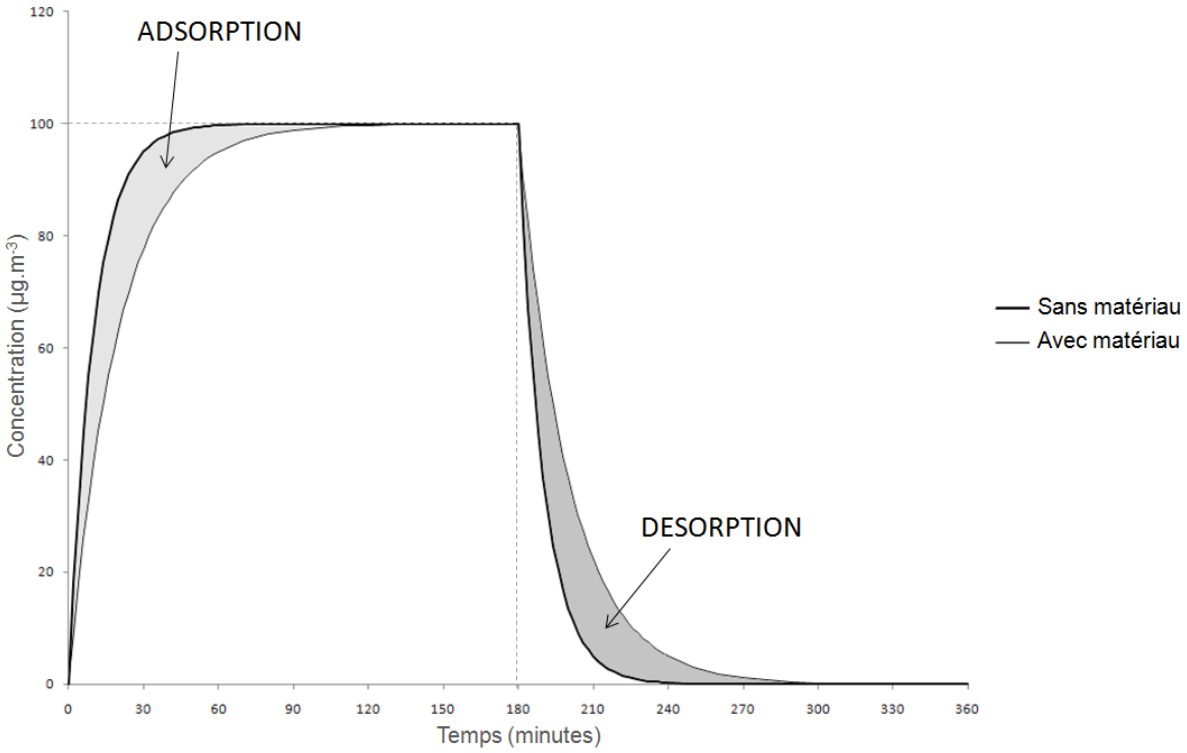


Figure 4.2 : Effet des phénomènes de sorption d'un matériau sur la concentration dans l'air d'une ambiance soumise à une source périodique de 180 minutes

4.1.1. Description des essais

Le dispositif expérimental utilisé est basé sur une installation existante réadaptée pour notre application. Il a notamment servi dans les travaux de [TIFFONNET, 2000], en statique, pour déterminer des isothermes de sorption de polluants dans les matériaux de construction et de décoration, en phases d'adsorption et de désorption. Nous l'avons adapté pour caractériser les phénomènes de sorption de ces mêmes matériaux, en dynamique.

Ce dispositif est constitué d'une enceinte cylindrique de diamètre 350 mm et de longueur 600 mm, soit un volume de 46 L, en acier inoxydable, inerte chimiquement. Le gaz qui alimente l'enceinte est un mélange 80 % d'azote / 20 % d'oxygène (Figure 4.3). L'air circule en permanence dans l'enceinte. Le système utilisé pour réguler la température est une double paroi dans laquelle circule de l'eau dont la température est contrôlée par un cryothermostat, système de production de chaud et de froid. La mesure de la température se fait par l'intermédiaire de trois thermocouples dont la précision est de ± 0,2°C, reliés à une centrale de mesure. La pression est également mesurée et contrôlée en permanence. C'est dans cette enceinte que l'on introduit l'échantillon de matériau à étudier. La concentration du ou des polluant(s) cible(s) est contrôlée en entrée de cellule et les variations de concentration de ce(s) polluant(s) sont mesurées en continu en sortie de cellule. La Figure 4.4 représente le schéma d'installation de ce banc d'essai.

Figure 4.3 : Photographie des éléments présents dans l'installation du banc d'essai

Les composés gazeux à étudier sont injectés dans la veine de soufflage de l'air. Ils sont préalablement confinés en phase liquide dans un tube à perméation. Ces tubes sont ensuite insérés dans des fours. Selon la température à laquelle ils sont portés, les composés vont passer en phase gazeuse et ainsi pouvoir diffuser à travers les parois perméables du tube. Deux fours ont du être utilisés car les températures de perméation ne sont pas identiques pour tous les polluants étudiés.

Le système utilisé pour la mesure de concentrations dans l'air est le PTR-MS (pour *Proton Transfer Reaction Mass Spectrometry*) (PTR-MS Voice 200, SYFT). Cet appareil, utilisant l'ionisation chimique par transfert de proton combinée à une détection ionique par spectrométrie de masse, permet le suivi en temps réel des concentrations de tous les polluants présents dans l'air.

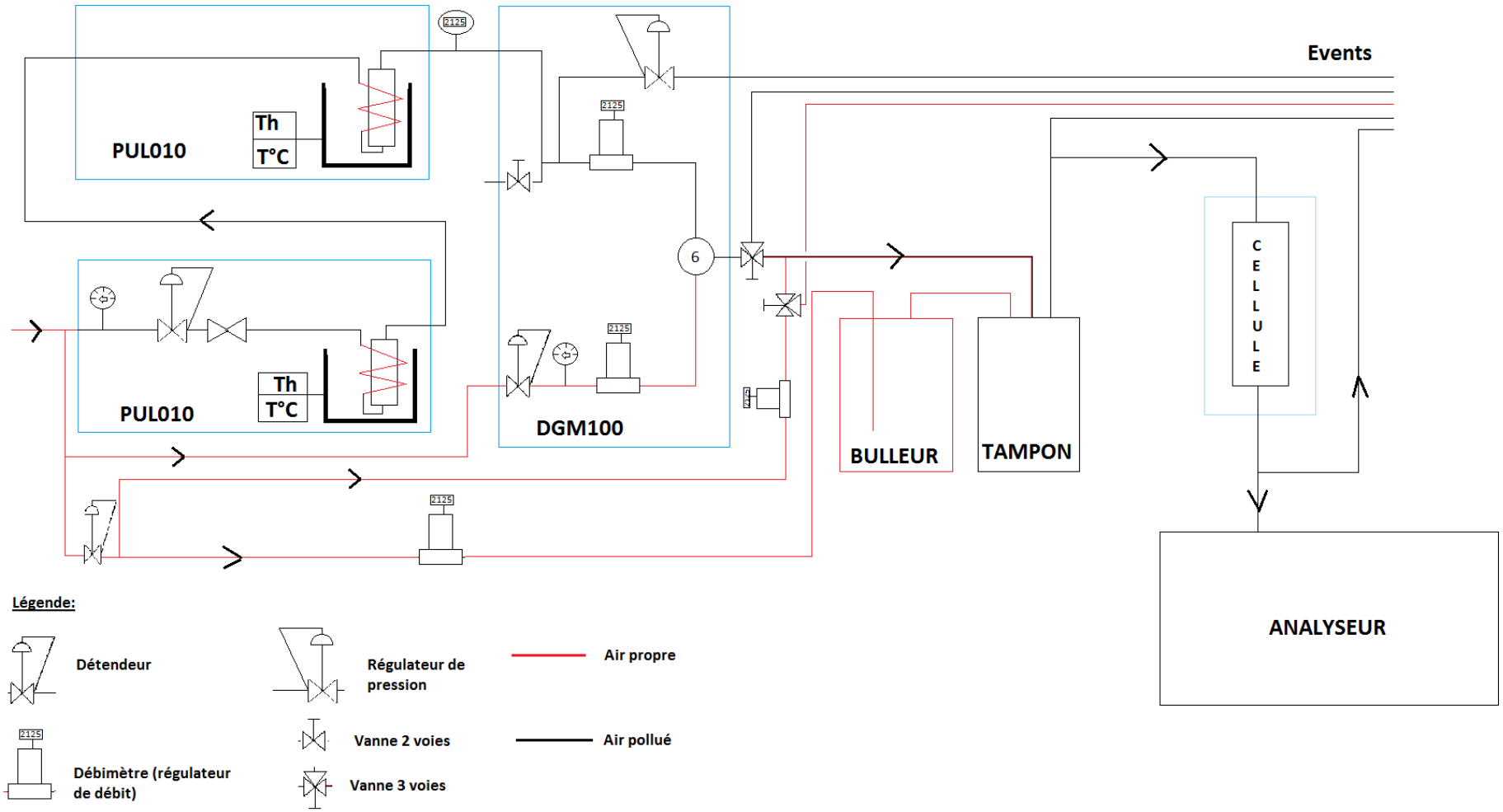


Figure 4.4 : Schéma d'installation du banc d'essai de caractérisation de sorption des matériaux (PUL010 : Four à perméation ; DGM100 : Étage de dilution)

Des phases préparatoires avant essais sont nécessaires, notamment la circulation d'air pur dans la cellule pour évacuer les éventuels résidus de polluants d'expériences précédentes, et le séjour en étuve du matériau à étudier pour le désorber au maximum avant son insertion dans la cellule. Une fois le matériau inséré dans la cellule et lorsque les conditions environnementales (température et humidité) sont stabilisées, on injecte une quantité de polluant contrôlée via les fours à perméation. L'air pollué circule alors en continu pendant le temps d'essai d'adsorption souhaité. En comparant les concentrations en entrée et en sortie de cellule, il est possible de déterminer la quantité de polluant adsorbé par le matériau.

Pour étudier une phase de désorption, il suffit, une fois l'équilibre atteint (c'est-à-dire lorsque plus aucune variation de la concentration dans l'air n'est observée), de cesser l'injection du ou des polluant(s) étudié(s), l'air qui circule dans l'enceinte est alors propre. La différence de concentrations entre le polluant en phase gazeuse dans l'ambiance et le polluant adsorbée dans le matériau s'inverse par rapport à la situation précédente, et le matériau désorbe. En comparant l'évolution temporelle de la concentration du ou des polluant(s) cible(s) avec celle d'une expérience identique (même quantité de polluant(s) injectée, même temps d'injection, mêmes température et humidité) mais sans matériau dans l'enceinte, la quantité de polluant désorbé par le matériau est déterminée (Figure 4.2).

Pour contrôler la surface d'échange du matériau, les autres surfaces (bords, dessous, …) sont recouvertes par des feuilles d'aluminium maintenues à l'aide d'un adhésif. Des essais préliminaires ont validé le caractère non émissif de l'aluminium et de l'adhésif pour chacun des polluants cibles. La Figure 4.5 illustre les résultats de ces essais pour le formaldéhyde. La courbe en trait plein représente les émissions de formaldéhyde pour le matériau seul ; les deux autres courbes en pointillés permettent de vérifier que l'ajout d'aluminium, puis d'adhésif, n'augmente pas les émissions de ce polluant.

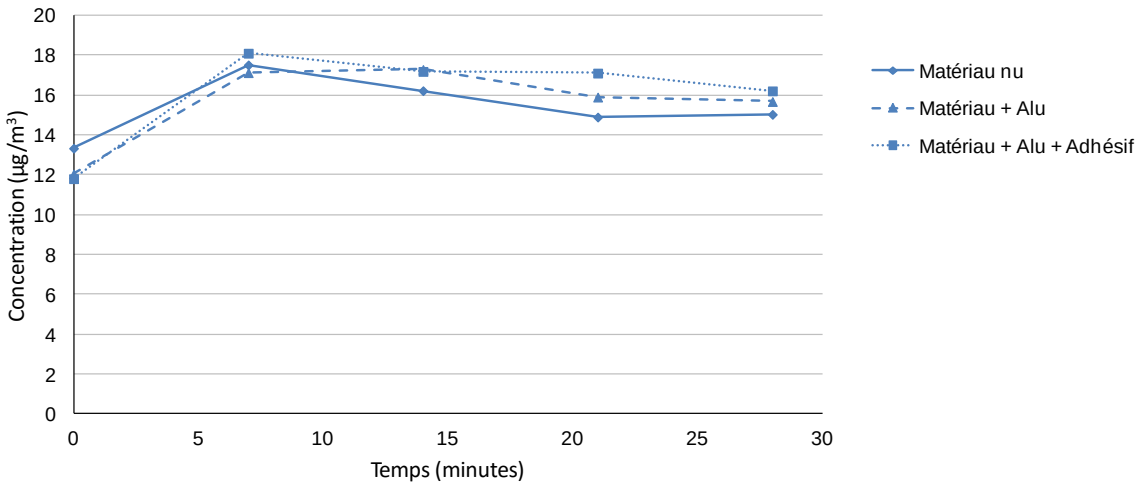


Figure 4.5 : Emission de formaldéhyde du complexe de matériau en fonction de sa composition mesurée dans la cellule expérimentale

4.1.2. Plan d'expérience

Le plan d'expérience initialement prévu incluait les éléments suivants :

- Trois matériaux types d'un bâtiment de bureaux : revêtement plastique (revêtement de sol), plâtre peint (matériau de surface des parois verticales) et dalle acoustique (dalle de faux-plafond) ;

- Cinq polluants gazeux : acétone, acétaldéhyde, formaldéhyde, heptane et toluène ;
- Des conditions représentative de l'hiver (T = 19°C, HR = 25 %) et d'autres représentatives de l'été (T = 24°C, HR = 75 %). Des essais préliminaires à l'air sec (HR = 8%) étaient également prévus pour valider la méthode ;
- Différents temps d'injection : 3 heures, 6 heures, et 12 heures ;
- Différents niveaux de charge en concentration : 90 et 180 $\mu g.m^{-3}$.

Finalement, les tests à différentes temps d'injection ont pu être limités car une variation du taux de charge, à savoir le rapport entre la surface de l'échantillon de matériau et le volume de la cellule, a permis d'obtenir un état d'équilibre en 3 heures maximum pour les trois matériaux.

Une autre adaptation du plan d'essai est due à l'identification des composés par le PTR-MS : malgré plusieurs tentatives de maintenance, deux des polluants n'ont pu être détectés par l'analyseur, aux concentrations testées : l'heptane et l'acétaldéhyde. Des essais complémentaires ont été réalisés à des concentrations plus élevées et ont permis la mesure de l'acétaldéhyde (et donc de confirmer un problème de limite de détection de l'appareil pour ce composé). L'heptane, quant à lui, n'a pas pu être détecté.

Des difficultés ont également été rencontrées pour la génération des polluants. Des premiers tests de génération ont été réalisés à l'aide d'un système d'injection liquide continu muni d'un pousse-seringue. Un déphasage temporel des pics de concentration de chaque polluant semblait traduire un problème de miscibilité. Après avoir identifié une des causes possibles, à savoir la forme aqueuse de stabilisation du formaldéhyde, de nouveaux tests ont été réalisés à l'aide de deux seringues : le formaldéhyde d'un côté, les quatre autres polluants de l'autre. Constatant toujours le même problème, nous en avons déduit une mauvaise volatilisation des composés par cette méthode d'injection liquide. La solution a donc été le changement de système de génération en passant par des tubes à perméation avec deux fours pour permettre la génération simultanée de plusieurs polluants. En revanche, une perte de maîtrise au niveau des concentrations générées en découlait de par la qualité des tubes à perméation utilisés.

Enfin, l'extrême sensibilité du PTR-MS aux conditions environnementales (température, humidité, poussières,…) a induit de nombreuses mises en défaut de l'appareil et une impossibilité de procéder à toutes les mesures planifiées.

Au final, pour chacun des matériaux, les configurations pour lesquelles les essais ont abouti à des résultats exploitables sont récapitulées au Tableau 4.1.

Matériaux	Conditions d'essai (humidité relative HR, polluant, et concentration d'injection)		
	air sec (HR = 8 %)	HR = 25 %	HR = 70 %
Sol plastique	formaldéhyde (71, 118 et 164 $\mu g/m^3$)	formaldéhyde (82 et 143 $\mu g/m^3$)	formaldéhyde (75 $\mu g/m^3$)
	acétone (212 et 378 $\mu g/m^3$)		
	toluène (241 et 390 $\mu g/m^3$)		
Plâtre peint	formaldéhyde (106 $\mu g/m^3$)	formaldéhyde (81 $\mu g/m^3$)	
	toluène (600 $\mu g/m^3$)	acétone (483 $\mu g/m^3$)	
Dalle fibrée	formaldéhyde (141 $\mu g/m^3$)		
	toluène (566 $\mu g/m^3$)		

Tableau 4.1 : Configuration étudiées au terme de la campagne de mesure (19°C et 2 x 3h pour tous les essais)

4.1.3. Détermination des coefficients k_a et k_d

Le but des essais est de déterminer les coefficients d'adsorption et de désorption du modèle k_a / k_d (cf. partie 3.2.4) des matériaux testés. Le principe sera présenté à travers le test d'un échantillon de sol plastique vis-à-vis du formaldéhyde, à T = 19°C, sous air sec ($HR_{mesurée}$ = 8 %). Une injection équivalente à une concentration en entrée de cellule de $C_{entrée}$ = 118,4 µg.m^{-3} a été imposée pendant 3 heures. Des mesures ont été effectuées en continu pendant 6 heures. Le temps d'échantillonnage étant de 2 minutes, un point de mesure est obtenu toutes les 3 minutes. Le résultat de ce test est donné par la Figure 4.6 :

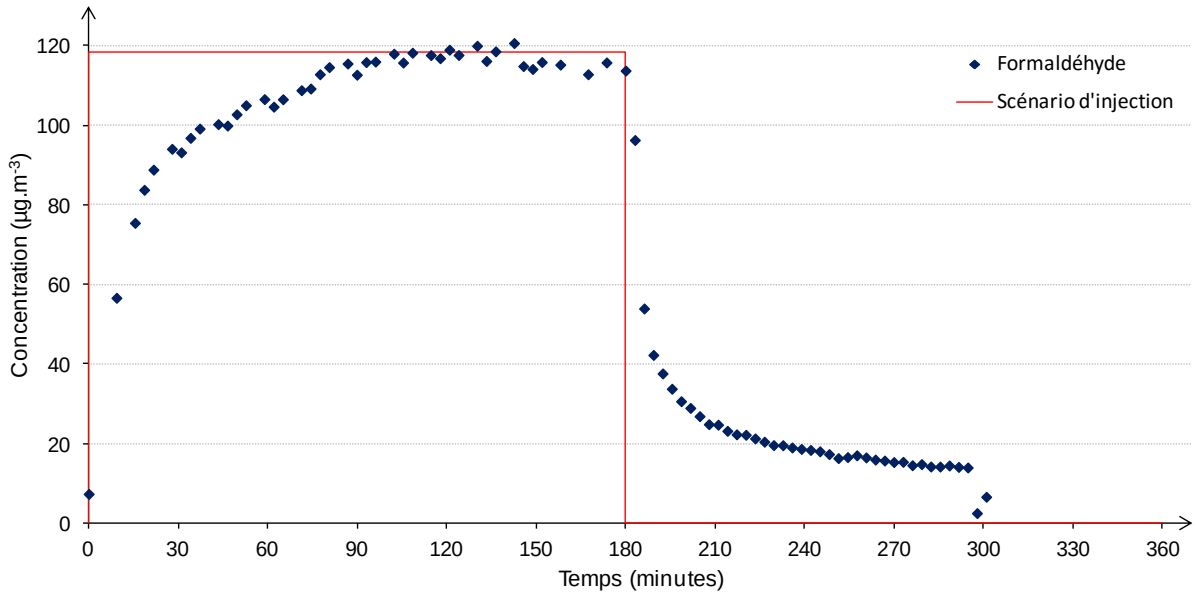


Figure 4.6 : Résultats bruts d'un essai sol plastique / formaldéhyde à T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3}

A chaque instant, la variation de concentration en polluant dans l'air de l'enceinte s'écrit (les grandeurs colorées sont les inconnues) :

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda_{RA}\, C - k_a\, C\, \frac{S}{V} + k_d\, M\, \frac{S}{V} + \lambda_{RA}\, C_{inj}$$ Équation 4.1

Où : t le temps (s),

λ_{RA} le taux de renouvellement d'air (s^{-1}),

k_a le coefficient d'adsorption (m.s^{-1}),

S est la surface d'adsorption du matériau (m²),

V est le volume de l'enceinte (m^3),

k_d est le coefficient de désorption (s^{-1}),

M est la concentration surfacique (kg.m^{-2}), et

C_{inj} est la concentration à l'entrée de la cellule (kg.m^{-3}).

Le bilan de conservation de la masse de polluant à la surface du matériau s'écrit quant à lui comme :

$$\frac{dM}{dt} = k_a\, C - k_d\, M$$ Équation 4.2

En remaniant l'Équation 4.1, on obtient :

$$\frac{dC}{dt} + \lambda_{RA}\, C - \lambda_{RA}\, C_{inj} = -\frac{S}{V}(k_a\, C - k_d\, M)$$ Équation 4.3

Soit d'après l'Équation 4.2 :

$$\frac{dC}{dt} + \lambda_{RA}\, C - \lambda_{RA}\, C_{inj} = -\frac{S}{V}\left(\frac{dM}{dt}\right)$$ Équation 4.4

La variation de concentration surfacique est alors la seule inconnue. En utilisant ensuite une méthode itérative à partir d'un schéma explicite en différences finies, on peut en déduire la valeur de *M* à chaque pas de temps :

$$\frac{dM}{dt} = \frac{M(t+\Delta t) - M(t)}{\Delta t}$$ Équation 4.5

Avec M(t = 0) = 0 (matériau non pollué)

Ou encore :

$$M(t+\Delta t) = \Delta t\, \frac{dM}{dt} + M(t)$$ Équation 4.6

Les seules inconnues qui demeurent sont alors les coefficients k_a et k_d. En divisant l'Équation 4.2 par M, on obtient l'équation d'une droite avec comme coefficient directeur k_a et comme ordonnée à l'origine k_d.

$$\frac{\frac{dM}{dt}}{M} = k_a\, \frac{C}{M} - k_d$$ Équation 4.7

En traçant donc l'approximation linéaire de la fonction $\frac{\frac{dM}{dt}}{M}$ en fonction de $\frac{C}{M}$, les valeurs des coefficients k_a et k_d peuvent être déterminées (Figure 4.7). Les valeurs obtenues pour cette configuration sont k_a = 9,58.10^{-2} m.s^{-1} et k_d = 1,30.10^{-3} s^{-1}.

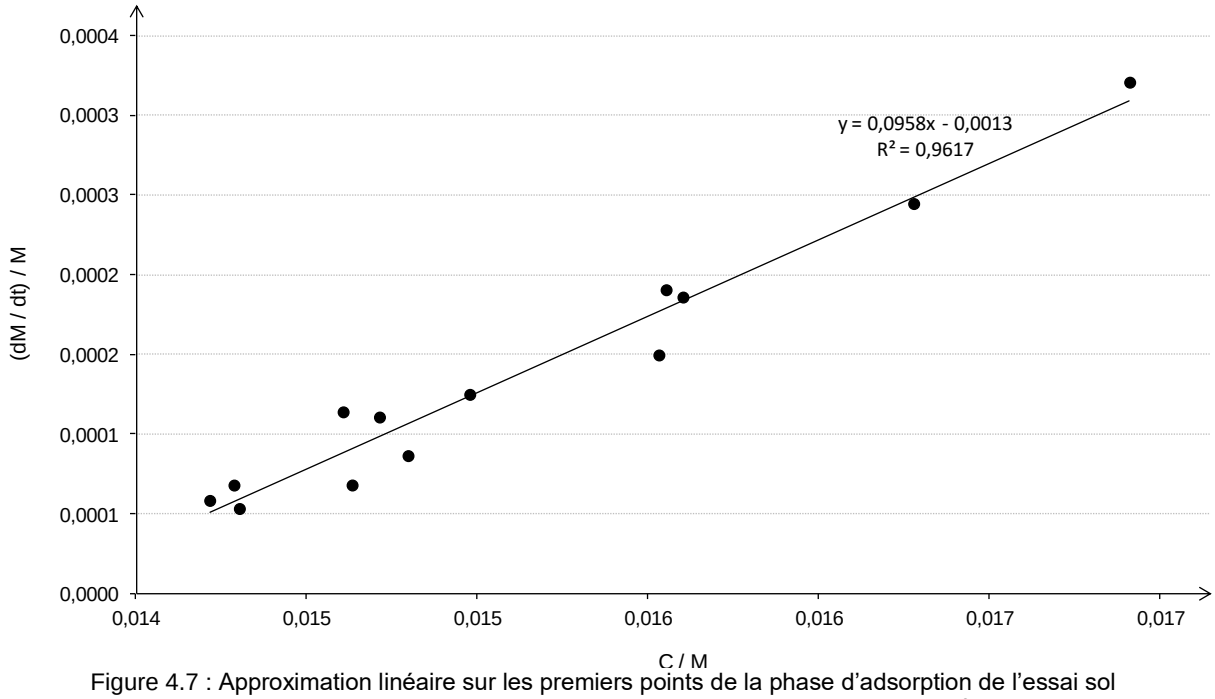


Figure 4.7 : Approximation linéaire sur les premiers points de la phase d'adsorption de l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3})

Seuls les points obtenus en début de mesure sont conservés pour l'approximation linéaire car c'est dans la phase transitoire que se manifeste la dynamique d'adsorption. Le critère fixé pour la prise en

compte d'un point est une variation de la concentration $\frac{dC}{dt} > 0{,}03$ µg.m^{-3}.s^{-1}, ce qui équivaut à une augmentation minimale de 5,4 µg.m^{-3} en 3 minutes (intervalle de temps entre deux résultats de mesure).

En théorie, le modèle k_a / k_d reposant sur l'hypothèse de réversibilité totale du phénomène, les coefficients k_a et k_d doivent être identiques en phase d'adsorption et de désorption. Si on applique les coefficients déterminés en phase d'adsorption à la séquence expérimentale réelle (Figure 4.8), on constate que la phase de désorption en fin de mesure est moins fidèlement représentée que la phase d'adsorption. On notera que SINGER et al. [2004] observent la même tendance.

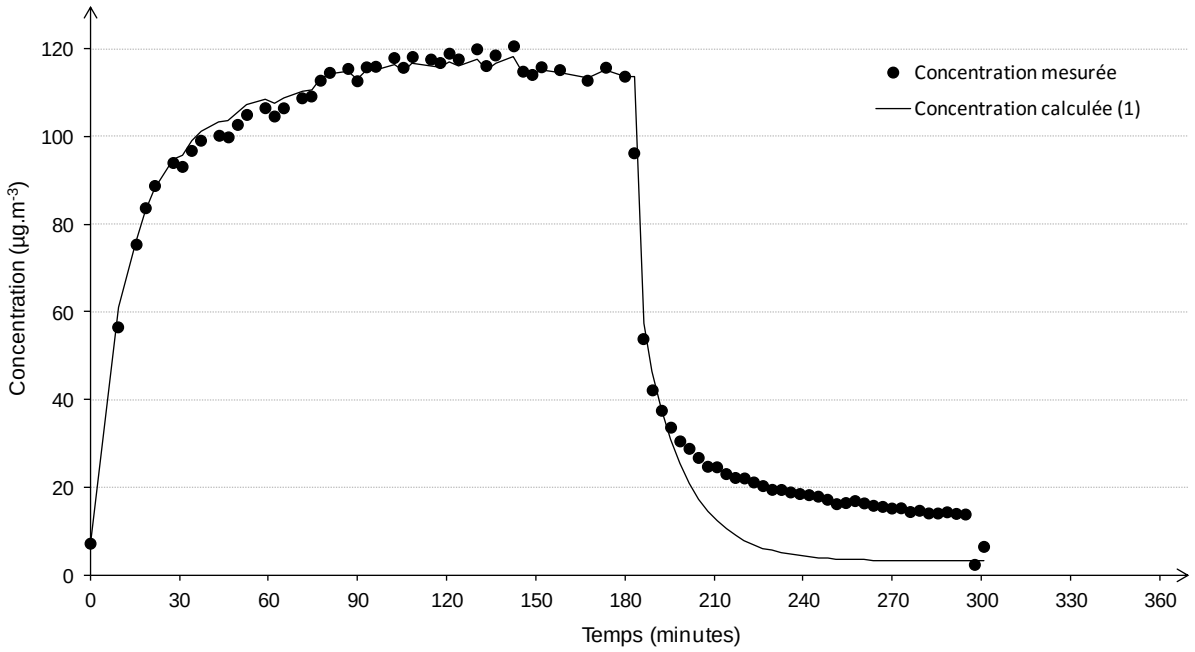


Figure 4.8 : Concentrations calculées à l'aide du modèle (coefficients k_a et k_d identiques en phase d'adsorption et de désorption) pour l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3})

On peut vérifier la pertinence des valeurs des coefficients k_a et k_d pour la phase d'adsorption puisque, en régime permanent $\left(\frac{dM}{dt} = 0\right)$, on doit retrouver, d'après l'Équation 4.2 :

$$k_a C_\infty = k_d M_\infty$$

Équation 4.8

Où C_∞ et M_∞ sont respectivement la concentration du polluant cible dans l'enceinte (µg.m^{-3}) et la concentration à la surface du matériau (µg.m^{-2}) atteinte en régime permanent (à t = 180 minutes). C_∞ doit logiquement atteindre la valeur de $C_{injection}$. Dans notre cas, on mesure k_a = 9,58.10^{-2} m.s^{-1}, k_d = 1,3.10^{-3} s^{-1}, M_∞ = 8695,7 µg.m^{-2} et C_∞ = 118 µg.m^{-3} ce qui vérifie bien l'Équation 4.8 avec :

$$\frac{k_a}{k_d} = \frac{M_\infty}{C_\infty} = 73{,}7 \text{ m}$$

Équation 4.9

Si l'on souhaite caractériser la phase de désorption par un autre couple k_a / k_d que celui de la phase d'adsorption, on peut le faire en recherchant des valeurs respectant l'Équation 4.8, par itérations successives pour minimiser l'erreur entre le modèle et les valeurs mesurées. Pour notre exemple, les valeurs ainsi déterminées pour la phase de désorption sont k_a = 1,69.10^{-2} et k_d = 5,30.10^{-4}. Le nouveau tracé des concentrations simulées qui en découle est présenté en Figure 4.9. On observe encore un écart entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées correspondantes en phase de désorption, notamment au niveau de l'inflexion. Cet écart provient très probablement du fait que le

modèle k_a / k_d considère un équilibre entre la surface du matériau et l'air environnant en négligeant les échanges qui existent en réalité entre la surface et le cœur du matériau.

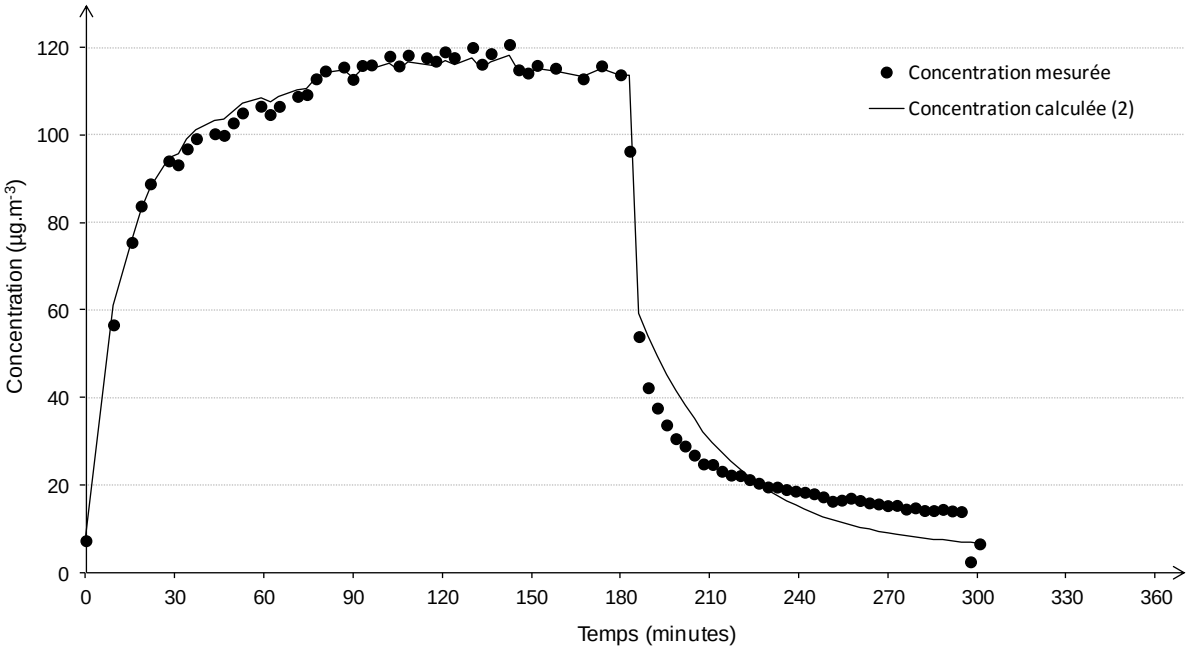


Figure 4.9 : Concentrations calculées à l'aide du modèle (couples k_a / k_d différents pour les phases d'adsorption et de désorption) superposé aux résultats expérimentaux pour l'essai sol plastique / formaldéhyde (T = 19°C, HR = 8 %, $C_{injection}$ = 118,4 µg.m^{-3})

Matériau	Polluant	HR	C_{inj}	ADSORPTION			DESORPTION	
				k_a	k_d	R^2	k_a	k_d
SOL PLASTIQUE	Formaldéhyde	8 %	71	$6{,}84.10^{-2}$	$1{,}70.10^{-3}$	0,9429	$1{,}22.10^{-2}$	$3{,}30.10^{-4}$
			118	$9{,}58.10^{-2}$	$1{,}30.10^{-3}$	0,9617	$1{,}69.10^{-2}$	$5{,}30.10^{-4}$
			164	$8{,}65.10^{-2}$	$9{,}00.10^{-4}$	0,9828	$7{,}65.10^{-3}$	$2{,}70.10^{-4}$
		25 %	82	$1{,}36.10^{-2}$	$2{,}00.10^{-4}$	0,9645	$3{,}91.10^{-4}$	$7{,}50.10^{-4}$
		27 %	143	$4{,}70.10^{-2}$	$8{,}00.10^{-4}$	0,9869	$9{,}75.10^{-6}$	$9{,}00.10^{-4}$
		70 %	75	$2{,}70.10^{-3}$	$1{,}00.10^{-4}$	0,8396	$6{,}89.10^{-9}$	$1{,}50.10^{-3}$
	Toluène	8 %	241	$9{,}99.10^{-2}$	$2{,}80.10^{-3}$	0,6849	$7{,}30.10^{-3}$	$5{,}30.10^{-4}$
			390	$3{,}11.10^{-1}$	$4{,}50.10^{-3}$	0,6210	$3{,}90.10^{-2}$	$1{,}10.10^{-3}$
	Acétone	8 %	212	$1{,}34.10^{-2}$	$5{,}00.10^{-4}$	0,7226	$1{,}95.10^{-2}$	$3{,}60.10^{-4}$
			378	$5{,}70.10^{-2}$	$1{,}30.10^{-3}$	0,8386	$6{,}21.10^{-2}$	$3{,}30.10^{-4}$
PLÂTRE	Formaldéhyde	8 %	106	$5{,}40.10^{-1}$	$6{,}00.10^{-4}$	0,9779	$5{,}47.10^{-2}$	$2{,}50.10^{-4}$
		25 %	81	$4{,}59.10^{-1}$	$4{,}00.10^{-4}$	0,9941	$3{,}48.10^{-2}$	$3{,}30.10^{-4}$
	Toluène	8 %	600	$6{,}23.10^{-1}$	$1{,}60.10^{-3}$	0,9832	$9{,}71.10^{-3}$	$7{,}40.10^{-4}$
	Acétone	25 %	483	$4{,}63.10^{-1}$	$5{,}00.10^{-4}$	0,9975	$1{,}71.10^{-2}$	$5{,}00.10^{-4}$
DALLE FIBRÉE	Formaldéhyde	8 %	141	$1{,}34.10^{-1}$	$9{,}00.10^{-4}$	0,9639	$1{,}21.10^{-2}$	$4{,}40.10^{-4}$
	Toluène	8 %	566	$7{,}90.10^{-2}$	$1{,}40.10^{-3}$	0,6852	$1{,}41.10^{-3}$	$8{,}30.10^{-4}$

Tableau 4.2 : Valeurs de coefficients k_a et k_d déterminés par les essais

Le Tableau 4.2 synthétise tous les coefficients ainsi déterminés. Les valeurs obtenues sont comparables à celles de la littérature ([TICHENOR, 1991] ; [BOUHAMRA, 1999] ; [AN, 1999] ; [WON, 2001] ; [SINGER, 2002] ; [JORGENSEN, 2000]).

Peu de conclusions peuvent être déduites de ces valeurs car il faudrait pourvoir s'affranchir du fait que :

- D'une part, en phase d'adsorption, la concentration à l'instant initial est non nulle ; elle correspond au bruit de l'appareil, différent selon les configurations testées ;
- Et d'autre part, en phase de désorption, la concentration en régime permanent est non nulle (et équivalente à la concentration initiale de la phase d'adsorption.

De plus, compte tenu de la variabilité des niveaux de concentration entre les différentes configurations, il est difficile de conclure quant à l'influence des concentrations injectée et de l'humidité relative sur la base des valeurs du Tableau 4.2. Une exploitation de ces résultats expérimentaux est cependant proposée dans le paragraphe qui suit afin de tenter d'identifier l'influence des niveaux de concentration et d'humidité sur les phénomènes de sorption, sur la base d'une nouvelle grandeur.

4.1.4. Influence des niveaux de concentration et d'humidité

Pour mieux comprendre l'exploitation qui suit, nous rappelons l'hypothèse principale du modèle k_a / k_d : les interactions polluants / matériaux sont dues à un phénomène de surface, l'adsorption / désorption. La réalité physique est un peu plus complexe : des réactions chimiques peuvent avoir lieu en surface, et d'autres réactions peuvent avoir lieu au sein du matériau, notamment par l'intermédiaire de la diffusion dans les pores. Ces phénomènes sont effectivement négligés dans ce modèle.

Dans le but d'étudier l'influence des niveaux de concentration et d'humidité sur la capacité de sorption du matériau testé, le concept de concentration réduite C* est utilisé ici. Elle est définie par :

$$C^* = \frac{C - C_{inj}}{C_0 - C_{inj}} \qquad \text{Équation 4.10}$$

Les concentrations à l'état initial C_0 et injectée C_{inj} étant connues, C* se calcule à chaque instant à partir des concentrations mesurées en sortie de cellule. La concentration réduite est donc une grandeur sans dimension dont la valeur est comprise entre 0 et 1. Plus la valeur est proche de 1, plus la concentration dans l'enceinte est proche de la concentration initiale, ce qui traduit une adsorption totale du polluant injecté. Au contraire, plus la valeur de la concentration réduite est proche de 0, plus la concentration dans l'enceinte est proche de la concentration injectée, ce qui traduit une adsorption très faible.

La Figure 4.10 représente trois évolutions temporelles de la concentration réduite en phase d'adsorption pour trois concentrations de formaldéhyde en entrée et un même échantillon de sol plastique. Le fait de distinguer trois courbes distinctes révèle une dépendance de la capacité d'adsorption du matériau vis-à-vis de la concentration du polluant. On notera également que la capacité d'adsorption du matériau semble croître avec cette concentration.

La Figure 4.11 représente les trois courbes de concentrations réduites de formaldéhyde pour trois niveaux d'humidité relative. Aucune différence notable n'est observée pour les niveaux d'humidité les plus bas (air sec et 25 %). Par contre, une humidité relative plus élevée semble accélérer la chute de C* montrant ainsi que l'adsorption peut être entravée par des fortes humidités.

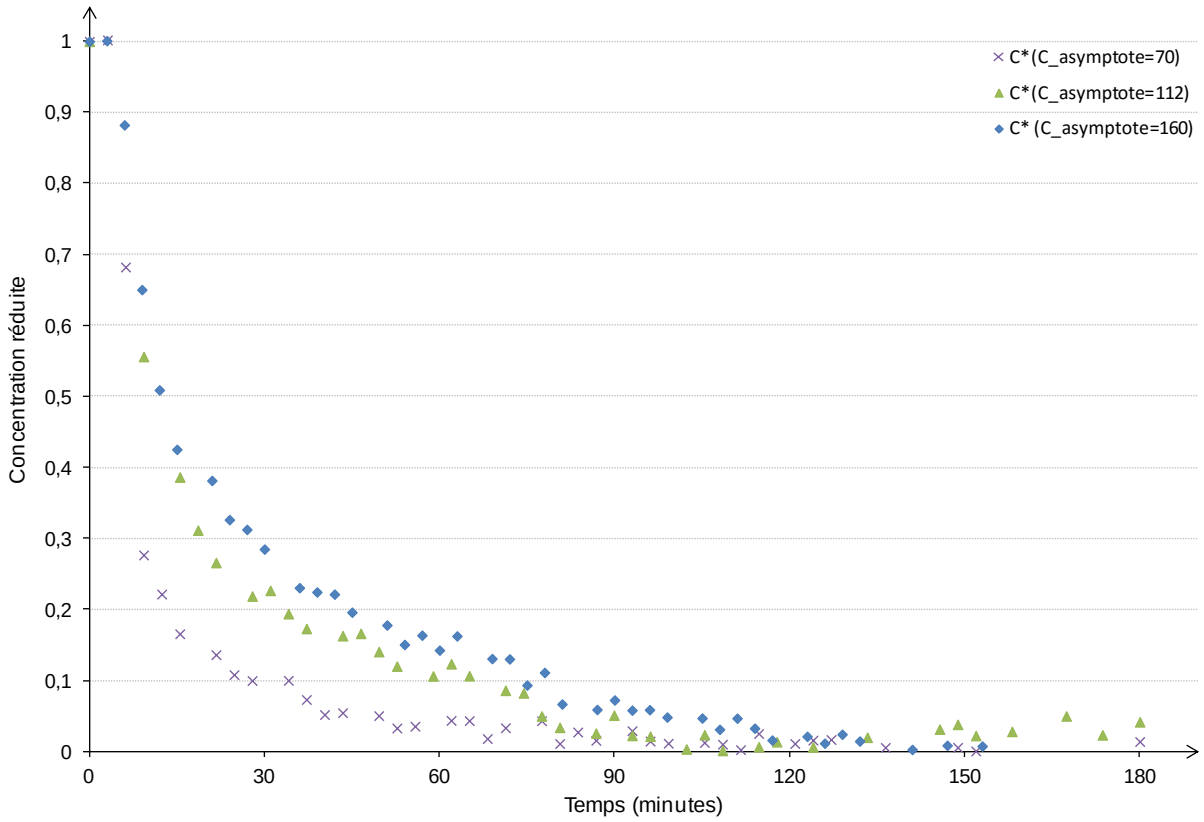


Figure 4.10 : Résultats exprimés en concentrations réduites des essais menés à trois concentrations différentes (70, 112 et 160 µg.m^{-3} pour le couple sol plastique / formaldéhyde)

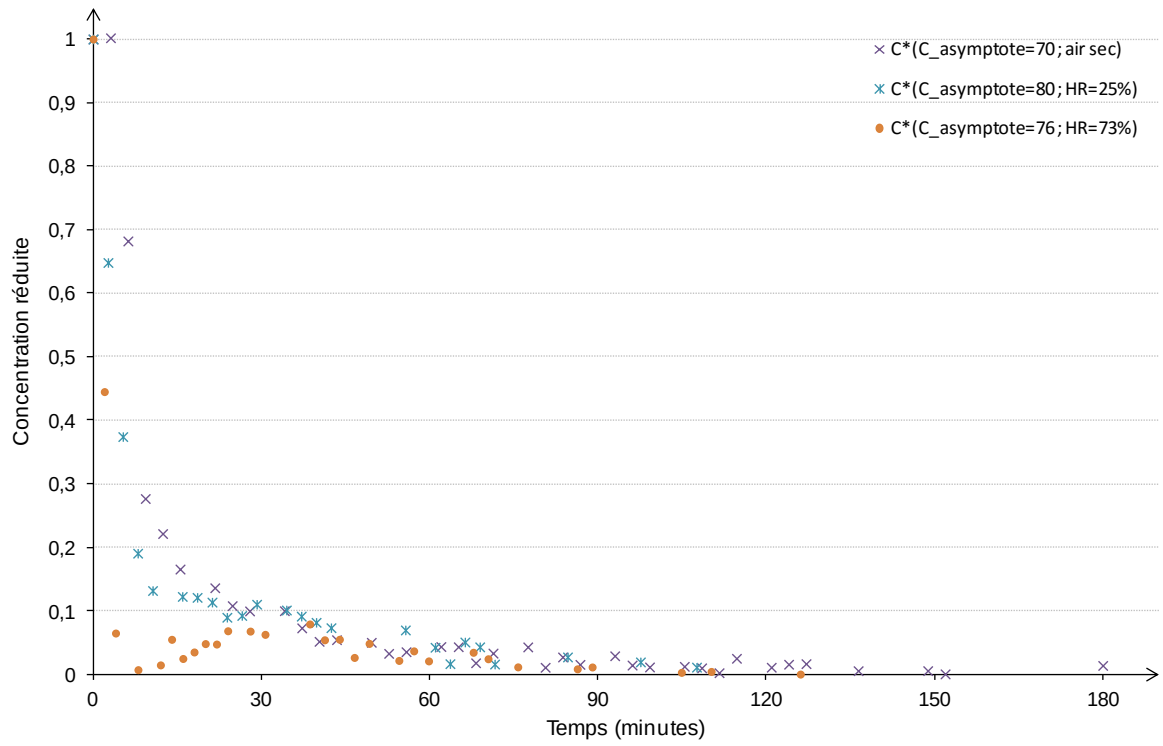


Figure 4.11 : Résultats exprimés en concentrations réduites des essais menés à trois humidités relatives différentes (8 (air sec), 25 et 73 %) pour le couple sol plastique / formaldéhyde

L'utilisation du modèle k_a / k_d pour représenter les interactions entre les polluants gazeux et les matériaux impose donc de faire varier les coefficients en fonction de la concentration du polluant concerné et de l'humidité relative ambiante pour représenter correctement ce comportement.

4.2. Détermination des caractéristiques QAI et énergétique de systèmes d'épuration

Cette partie est consacrée à la caractérisation des systèmes d'épuration intégrés aux réseaux CVC menée dans le cadre du projet baptisé « Épurateurs d'air – phase III », financé par l'ADEME et qui a été mené dans le cadre d'un partenariat entre le LaSIE de l'Université de la Rochelle, EDF R&D, le CETIAT, Tera Environnement, SBA et l'Association Robert Debré pour la Recherche médicale. Après deux études successives centrées sur les épurateurs autonomes (étude Epurateurs phases I et II) et qui ont notamment conduit à l'élaboration de la norme XP B44-200, le projet a visé ici la mesure sur banc d'essai de l'efficacité d'épuration, de l'innocuité et des paramètres énergétiques de six systèmes CVC actifs et passifs représentatifs de l'offre commerciale pour les bâtiments tertiaires. Ce projet s'est pleinement inscrit dans le cadre des travaux de thèse, avec une contribution active et importante du laboratoire à la définition des conditions d'essai, au suivi du bon déroulement des essais, et à l'exploitation des résultats.

4.2.1. Sélection des systèmes étudiés

A partir d'une recherche sur internet, une dizaine de systèmes CVC disponibles sur le marché français ont été recensés. Ces systèmes sont souvent composés d'une combinaison de techniques d'épuration et peuvent se décliner selon plusieurs configurations (puissance des équipements, forme des médias, …).

Le choix s'est préférentiellement porté sur des systèmes (ou solutions) qui, de par les technologies d'épuration qu'ils intègrent ou les effets sur la qualité de l'air qu'ils affichent, agissent a priori sur différentes composantes de la pollution de l'air intérieur. Ils sont présentés dans le tableau qui suit.

S1	**Filtres *Opakfil Energy* et *CitySorb-F*** Ce système, distribué par CAMFIL (France), est le seul système passif retenu. Dans l'esprit de l'étude, il doit correspondre à une solution de référence performante en matière de filtration pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Ainsi, le choix s'est porté sur un ensemble constitué du filtre à particules *Opakfil Energy OPGP* de classe F7, et du filtre *CitySorb-F* (Figure 4.12), nouveau filtre moléculaire de CAMFIL dédié aux applications air intérieur, étant entendu que les deux filtres ont systématiquement été testés en association. De par cet assemblage, la solution de filtration est a priori capable d'agir sur toutes les composantes de la pollution de l'air intérieur (particules inertes, microorganismes et gaz).

Figure 4.12 : A gauche, filtre moléculaire Camfil Farr *CitySorb-F*, à droite, filtre Camfil Farr *Opakfil Energy* [CAMFIL, 2012]

S2	**Expansion electronic FE + AQC FI** Ce système est le couplage des systèmes S5 et S6. En effet, le distributeur du filtre *Expansion electronic FE* (S5) indique que le système contribue à libérer de l'ozone dans l'air, à une concentration de 100 ppb. Cette caractéristique n'est toutefois pas considérée comme un travers de l'appareil, mais comme un argument pour justifier l'emploi du système d'ionisation négative AQC FI (S6) en complément du filtre électrostatique. Selon le distributeur, la présence d'ozone dans l'air aurait en effet une influence positive sur l'efficacité d'épurateur par l'AQC FI en créant un effet de co-plasma. De cette manière, le système S2 serait a priori capable de traiter toutes les composantes de la pollution intérieure (gaz, microorganismes et particules inertes).

S3	**Caisson BIOWIND** Le système BIOWIND (Figure 4.13) est un caisson de CTA préfabriqué qui est à intégrer au réseau de ventilation du bâtiment, ou à assembler aux caissons climatiques pour constituer une CTA multifonctions. Il intègre en configuration de base : - Un étage de filtration particulaire constitué d'un préfiltre (classe G2 à G4) et d'un filtre de ventilation générale (classe M5 à F9), - Un module photocatalytique composé de trois écrans entre lesquels sont intercalés deux rangées de lampes. Les écrans peuvent être en tricot métallique ou à structure alvéolaire. De la même manière, deux options sont possibles pour l'irradiation des écrans : lampes UVA / UVB d'une puissance unitaire de 20 W, ou lampes UVC d'une puissance unitaire de 95 W, montées en configuration plane sur des cadres métalliques. Pour les lampes UVC, il est précisé dans la documentation du produit que le verre de la lampe filtre le rayon à 185 nm formant de l'ozone, et qu'il n'y a donc pas d'émission possible de ce polluant dans l'air traité. En plus de la modularité sur le choix des filtres à particules et des lampes, le fabricant propose en option un étage de filtration à haute efficacité par l'adjonction d'un filtre E10 à H14 en sortie de caisson et d'un filtre moléculaire.

Figure 4.13 : Eléments constitutifs du caisson BIOWIND (de gauche à droite : filtre G4, filtre F7, filtre photocatalytique et ses lampes UV, assemblage complet du caisson) [BIOWIND, 2012]

Pour ce système, il a été convenu de ne tester que le réacteur photocatalytique, qui est l'élément central et original du système. Pour ce faire, la configuration avec lampes UVC a été choisie car c'est a priori la plus favorable pour l'abattement des concentrations en polluants compte tenu de la nature du rayonnement produit (UV germicide) et de la puissance lumineuse installée (1500 W). Les essais ont été réalisés pour les deux types d'écrans proposés, nid d'abeille et tricot métallique. Pour les essais d'abattement des microorganismes, le système a également été testé avec les lampes allumées et les lampes éteintes de manière à pouvoir isoler leur effet de celui de la photocatalyse (lampes média en TiO_2).

La performance du caisson BIOWIND complet a dans un second temps pu être reconstituée à partir des taux d'abattement mesurés pour les différents éléments qui composent une configuration standard proposée par le fabricant, à savoir un filtre particulaire F8 suivi du réacteur photocatalytique et d'un filtre moléculaire en sortie supposé être le filtre *CitySorb-F* de CAMFIL du système S1.

Les désignations utilisées pour les résultats sont :

- $S3^{(NA)}$ pour les résultats d'essai concernant le réacteur seul avec les écrans en nid d'abeille ;
- $S3^{(TM)}$ pour les résultats d'essai concernant le réacteur seul avec les écrans en tricot métallique ;
- $S3.C^{(NA)}$ pour les résultats d'essai concernant le caisson complet reconstitué, avec les écrans en nid d'abeille ;
- $S3.C^{(TM)}$ pour les résultats d'essai concernant le caisson complet reconstitué, avec les écrans en tricot métallique.

S4 **Activtek Induct 5000**

Ce système, distribué par Noovatec (France) est composé d'une lampe UVC disposée au centre d'une structure métallique en forme de nid d'abeille (Figure 4.14), (procédé développé par Eco Quest). Cette structure est revêtue d'un alliage de rhodium, titanium, argent et cuivre qui lui confère des propriétés hydrophiles. À la lecture des explications fournies, il semblerait que l'irradiation du métal par la lampe UVC contribue à générer un plasma froid composé d'espèces telles que des ions superoxydes, des radicaux hydroxyles et des radicaux hydroperoxyles. Combinés à l'effet direct des UVC, ces radicaux effectivement connus pour être des biocides tuent les microorganismes contenus dans l'air. Ils initient également des réactions d'oxydation dans l'air, réactions qui peuvent contribuer à éliminer les composés organiques par minéralisation. Le système s'intègre facilement à tout type de réseau de ventilation.

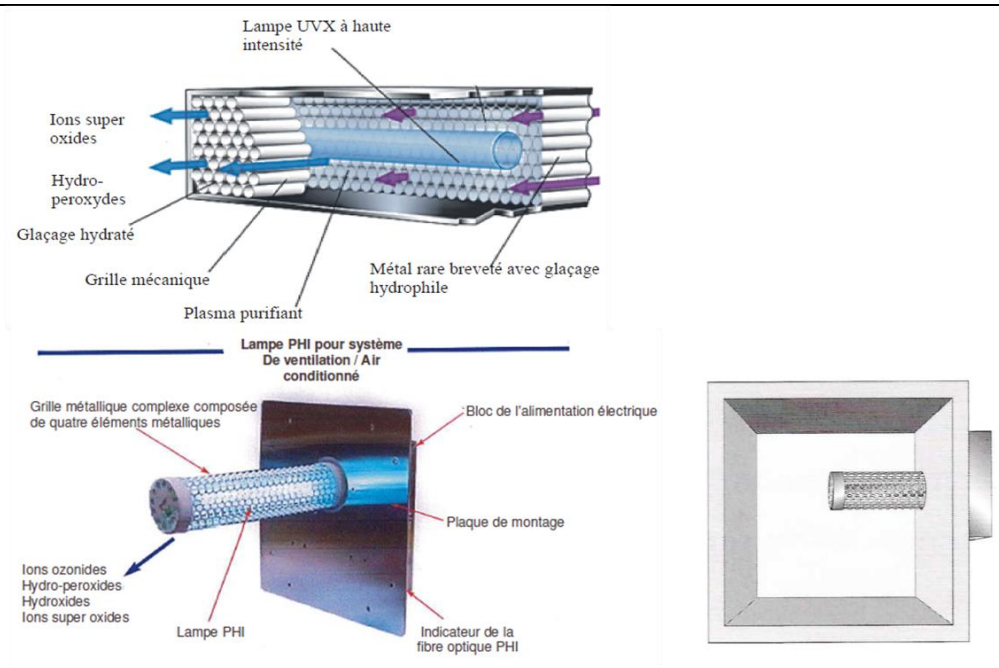


Figure 4.14 : A gauche, composants du système ActivTek Induct 5000 (Remarque : le terme UVX est utilisé par le fabricant, il ne désigne rien scientifiquement, il s'agit ici de lampes UVC), à droite, illustration du mode d'intégration du système à l'installation de ventilation [NOOVATEC, 2012]

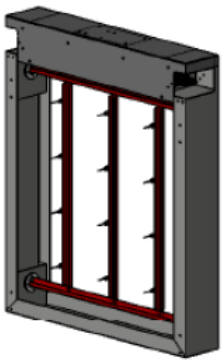
S5 **Expansion electronic FE**

Expansion electronic FE est un filtre à particules électronique, encore appelé filtre électrostatique, dédié aux applications tertiaires qui est distribué en Europe par la société *Air Quality Concept* (Belgique). Il est conditionné sous la forme d'une cassette à intégrer à la CTA du bâtiment ou à un caisson de ventilation.

L'appareil filtre les particules en suspension dans l'air en les ionisant positivement par un système de fils sur lesquels est appliqué un potentiel électrique de plusieurs milliers de volts (le système est alimenté en 220 V ; un transformateur haute tension est intégré à la cassette). Les particules chargées positivement sont ensuite collectées sur des plaques elles aussi chargées électriquement ou reliées à la terre qui sont positionnées en aval des fils d'ionisation (Figure 4.15). L'entretien du système se réduit donc à nettoyer périodiquement ces plaques.

Figure 4.15 : Filtre électronique *Expansion Electronic FE* [AQC, 2012a]

	Un effet significatif sur la pollution microbienne peut également être attendu par captation des microorganismes ou par les effets directs du champ électrique de fort voltage sur les organismes vivants.

S6	**AQC FI** Cet appareil, également distribué par *Air Quality Concept* (Belgique) est un système d'ionisation négative de l'air qui revendique également une action sur la pollution gazeuse (COV), c'est-à-dire un effet de plasma froid (cf. partie 2.1.1.3). Pratiquement, le système d'ionisation est conditionné sous forme de cassettes à intégrer à la CTA en amont des batteries chaudes et froides. Ces cassettes sont constituées de douze aiguilles plaquées or (Figure 4.16) réparties sur la section de passage de l'air et sur lesquelles est appliqué un potentiel électrique négatif de plusieurs milliers de volts. Les électrons arrachés aux molécules qui traversent le champ électrique de fort voltage sont propulsés dans l'air et se lient aux molécules d'oxygène pour générer des espèces réactives ioniques.  Figure 4.16 : Illustration des cassettes d'ionisation négative AQC FI [AQC, 2012b]

4.2.2. Grandeurs à mesurer

4.2.2.1. Grandeurs sanitaires

Les grandeurs qui ont été mesurées pour évaluer l'impact sanitaire des systèmes d'épuration sont les concentrations en amont et en aval des systèmes pour les polluants cibles. Dans l'optique d'une caractérisation multipolluants de la performance des systèmes, ces derniers ont été testés vis-à-vis :

- Du formaldéhyde (CH_2O), de l'acétaldéhyde (C_2H_4O), de l'acétone (C_3H_6O), de l'heptane (C_7H_{16}), et du toluène (C_7H_8) dont les propriétés physico-chimiques sont présentées dans le Tableau 4.3 ; à l'exception du formaldéhyde, ces polluants gazeux sont ceux retenus dans le cadre de la norme XP B44-200.

	Acétaldéhyde	Acétone	Heptane	Toluène	Formaldéhyde
N° CAS	75-07-0	67-64-1	142-82-5	108-88-3	50-00-0
Masse molaire (g/mol)	44.05	58.08	100.2	92.14	30.03
Température d'ébullition (°C)	20.2	56.1	98.4	110.6	-19.3
Pression de vapeur saturante à 20°C (Pa)	100 600	24 265	53 300	3000	440 000

Tableau 4.3 : Propriétés physico-chimiques des COV sélectionnés pour les tests

- De particules de latex à spectre granulométrique polydispersé pour la caractérisation de l'efficacité d'épuration particulaire ou du DEHS selon les systèmes.
- De *Staphylococcus Epidermidis* et *Aspergillus Brasiliensis* (Pour des raisons de commodité, il est dans la suite du document utilisé le terme « *Aspergillus Niger* » au lieu de « *Aspergillus Brasiliensis* », malgré le changement récent de terminologie) pour la caractérisation de l'efficacité d'épuration microbienne des systèmes. *Staphyloccocus Epidermidis* est une bactérie d'origine cutanéo-muqueuse humaine ou animale qui est de forme sphérique de 1 µm de diamètre. *Aspergillus Brasiliensis* est pour sa part un champignon aux spores sphériques de 3,5 à 5 µm de diamètre. Ces deux microorganismes sont préconisés pour les essais microbiens dans l'annexe informative de la norme B44-200. Ils ont été choisis pour leur présence naturelle dans l'air des locaux et pour leur caractère hydrophobe qui favorise leur aérosolisation.

Pour les systèmes mettant en jeu un procédé susceptible de produire de l'ozone ou des composés secondaires par une minéralisation incomplète des molécules de COV présentes dans l'air à traiter, les concentrations en ozone et en formaldéhyde ont également été mesurées dans l'air en aval des systèmes pour aborder les questions d'innocuité. Le choix du formaldéhyde comme traceur de la production de composés secondaires mais aussi comme polluant primaire n'est pas anodin. La dangerosité de ce polluant est avérée, il est de plus classé cancérogène certain par le Centre International de Recherche sur le Cancer et hautement prioritaire pour tous types de bâtiments dans la classification des polluants de l'OQAI. L'étude de l'effet dual des systèmes sur cette substance vise à pouvoir mettre en balance l'abattement et la production éventuelle de formaldéhyde par les systèmes. Ces résultats permettront alors d'appréhender objectivement la question de l'impact sur la QAI de la production de composés secondaires quand le mode opératoire implique plusieurs passages de l'air intérieur à travers les systèmes (comme c'est ici le cas si les systèmes sont positionnés sur le circuit d'air recyclé du réseau de ventilation).

4.2.2.2. Grandeurs énergétiques

Les grandeurs qui ont été mesurées pour caractériser l'impact énergétique des systèmes d'épuration sont :

- La puissance électrique absorbée par les systèmes testés dans le cas des systèmes CVC actifs ;
- La perte de charge induite, qui détermine la consommation électrique additionnelle des ventilateurs ; ce paramètre a été mesuré pour tous les systèmes et pour chacune des conditions opératoires.

4.2.2.3. Conditions d'essai

Pour appréhender au mieux la performance des systèmes dans des conditions opératoires réalistes, trois paramètres de variabilité de l'efficacité et de l'innocuité ont été étudiés :

- Les **conditions hygrothermiques** de l'air (couple température T, humidité relative HR de l'air)
  Il a été décidé de répéter les tests pour deux couples (T, HR) représentatifs de conditions intérieures d'été (24°C, 75%) et d'hiver (19°C, 25%). En effet, il est préconisé d'installer les systèmes d'épuration sur le circuit d'air repris, le système est donc amené à opérer dans l'une ou l'autre de ces conditions types en fonction de la saison.
- La vitesse V / Le **débit** d'air Q dans le réseau
  Tous les systèmes sélectionnés ont été conçus pour un débit nominal proche de 3600 m^3/h, soit une vitesse d'air frontale de 2,7 m/s (pour la section de passage sélectionnée de 610 x 610 mm). Ce débit a été pris comme référence pour dimensionner le banc d'essai puis pour tester les appareils. Pour pouvoir appréhender la performance des systèmes lorsqu'ils sont intégrés dans des bâtiments où la régulation des conditions hygrothermiques d'ambiance intérieure s'effectue par vitesse d'air variable (VAV), ces derniers ont toutefois également été testés à des débits plus faibles. Ainsi, pour les gaz et les microorganismes, les mesures ont été systématiquement réalisées aux débits maximal et minimal de 3600 m^3/h (V = 2,7 m/s) et 1600 m^3/h (V = 1,2 m/s), et dans certains cas au débit intermédiaire de 2400 m^3/h, soit V = 1,8 m/s. Pour les particules inertes et pour la mesure des pertes de charge, les tests ont été conduits à 1200 m^3/h (V = 0,9 m/s), 1800 m^3/h (V = 1,35 m/s), 2400 m^3/h (V = 1,8 m/s) et 3600 m^3/h (V = 2,7 m/s).
- Le **niveau de concentration** en polluant à l'entrée du système, uniquement pour les composés gazeux
  La concentration en polluant constitue un paramètre potentiellement significatif de la performance dans le seul cas des polluants gazeux. Des concentrations en composés cibles de l'ordre de 100 $\mu g/m^3$ ont été définies comme valeurs de référence maximales (C_{max}). Comme pour l'étude de l'influence de la vitesse, trois seuils correspondant à C_{max}, 1/3 C_{max} et 2/3 C_{max} ont été définis. Seuls les niveaux extrêmes ont été testés systématiquement. La concentration intermédiaire n'a été testée que si les résultats obtenus pour les extrêmes étaient significativement différents (et si le délai le permettait).

4.2.2.4. Bancs d'essai et protocoles expérimentaux

Les tests de performance des systèmes CVC sélectionnés ont été réalisés sur deux bancs d'essai différents :

- L'efficacité d'épuration vis-à-vis des particules, la perte de charge induite et/ou la puissance électrique absorbée par les systèmes ont été mesurées sur le banc d'essai du CETIAT ;
- Les efficacités d'épuration vis-à-vis des composés gazeux et des microorganismes, ainsi que la production de composés secondaires, ont été mesurées à partir de tests sur le banc d'essai construit dans les locaux de Tera Environnement.

4.2.2.4.1. Tests sur les particules inertes

Le banc d'essais du CETIAT, dont le schéma de principe est représenté Figure 4.17, permet la mesure de l'efficacité spectrale des systèmes cibles vis-à-vis des particules, c'est-à-dire de l'efficacité en fonction de la taille des particules. Ce banc d'essais est conforme à la norme française NF EN

779 : 2012 (Filtre à air de ventilation générale pour l'élimination des particules – Détermination des performances de filtration).

Il est principalement constitué de tronçons horizontaux de section carrée 610 x 610 mm dans lesquels est inséré le filtre ou le système d'épuration en essais. En amont, dans le sens de l'écoulement de l'air, se trouvent :

- Un diaphragme à l'aspiration pour la mesure du débit d'air,
- Une batterie de chauffage,
- Un ventilateur raccordé à un variateur de vitesse pour le réglage du débit d'air,
- Un filtre à très haute efficacité pour débarrasser l'air des particules qu'il contient.

Le générateur d'aérosol permet l'introduction de l'aérosol d'essais à l'intérieur du banc (homogénéité dans l'espace obtenue à l'aide du diaphragme de mélange) en amont du filtre en essais.

Des prélèvements d'air sont effectués en amont et en aval du filtre en essais. Ces prélèvements sont analysés par un compteur optique de particules qui permet de dénombrer les particules et de les classer en fonction de leur taille entre 0,3 et 10 µm. En comparant, sur chaque tranche granulométrique du compteur (0,3-0,5 µm, 0,5-0,7 µm, 0,7-1,0 µm, etc.), les quantités de particules dénombrées à l'amont et à l'aval du filtre en essais, on obtient par calcul la valeur de l'efficacité de filtration pour chacune des tranches granulométriques.

Pour mesurer la perte de charge des systèmes aux différents débits, le banc d'essai du CETIAT est équipé de tubes de pression disposés sur chacune des quatre faces de la veine d'air au niveau des sections de mesures amont et aval. Ces tubes sont reliés à un manomètre différentiel.

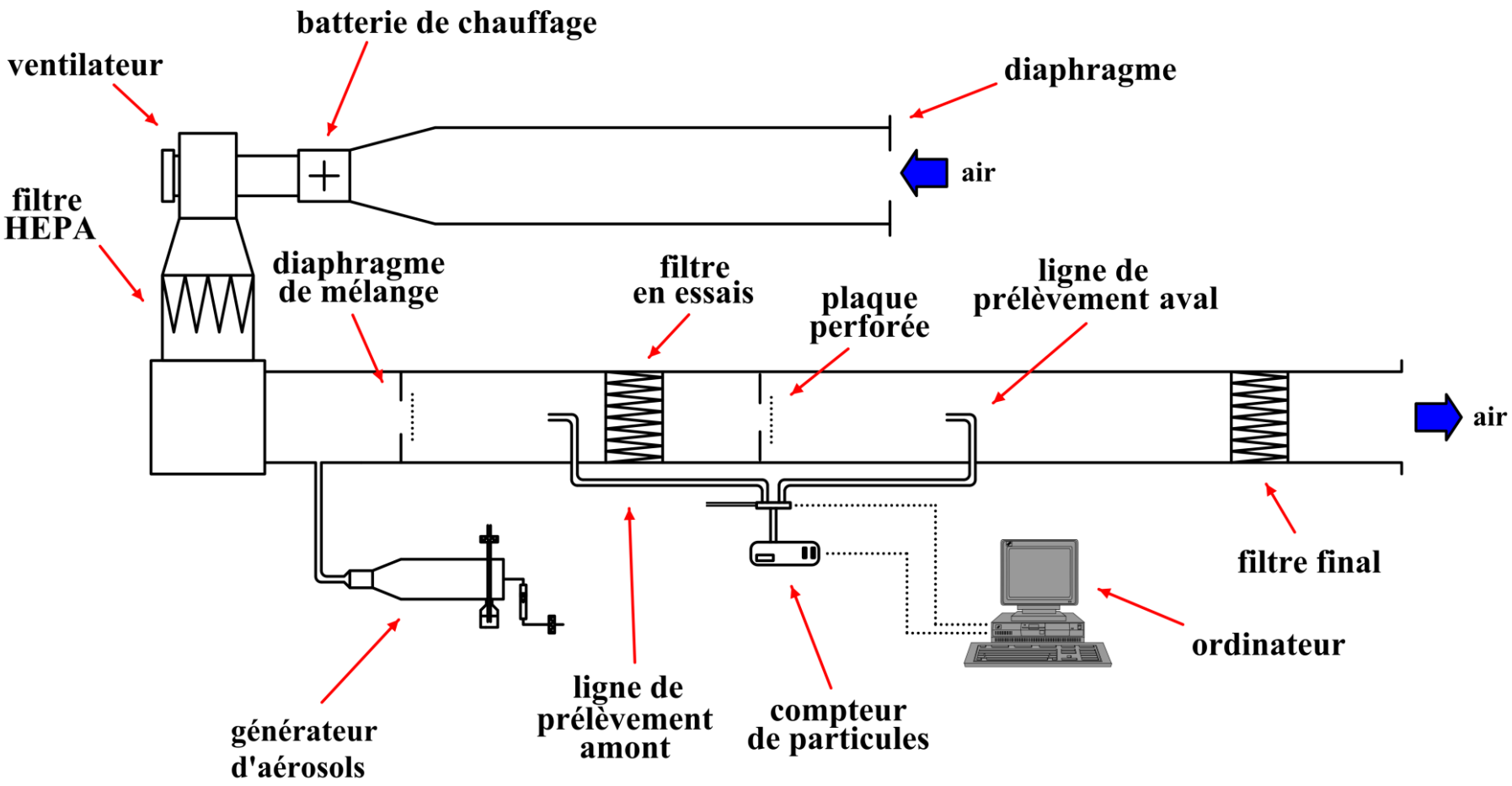


Figure 4.17 : Schéma de principe du banc d'essais pour la mesure de l'efficacité en fonction de la taille des particules

4.2.2.4.2. Tests sur les polluants gazeux et les microorganismes

Le banc d'essais pour les polluants gazeux et microorganismes est basé sur le même principe que le banc d'essais pour les particules, c'est-à-dire une succession de tronçons de section carrée 610 x 610 mm dans lesquels peut être inséré le système d'épuration en essais. Il est installé dans une salle dédié des locaux de la société Tera Environnement qui est régulée en température. Le plan masse du banc d'essai est présenté en Figure 4.18.

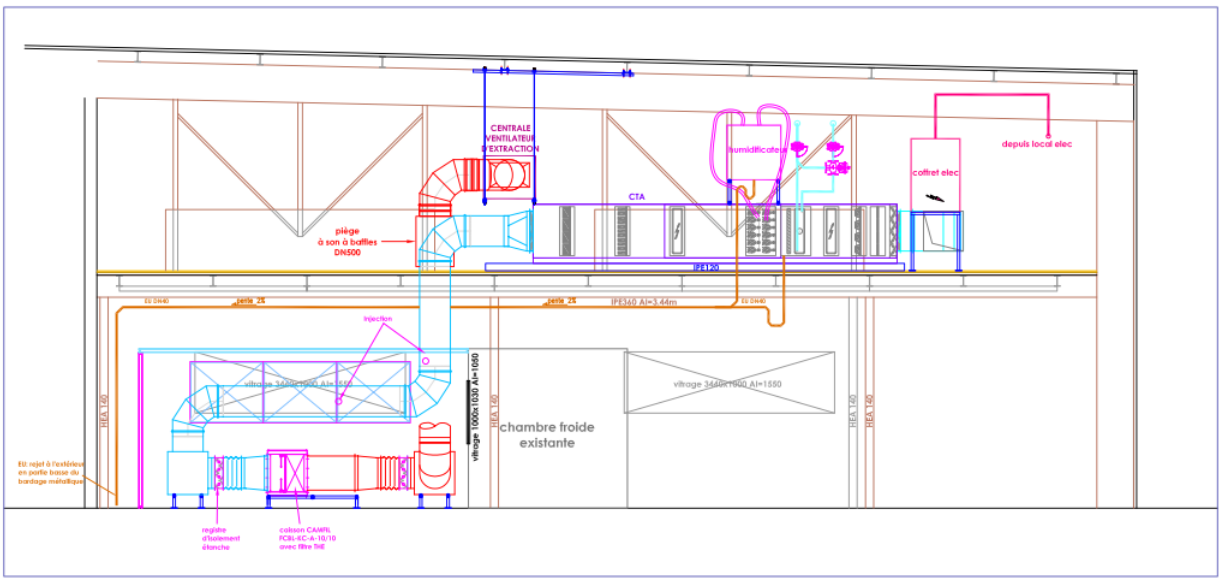


Figure 4.18 : Schéma du banc d'essai de qualification de l'efficacité des systèmes vis-à-vis des composés gazeux et des microorganismes présents dans l'air

A l'étage se situe la centrale de traitement de l'air constituée de plusieurs caissons. L'installation fonctionne en tout air neuf (pas de recyclage partiel). L'air prélevé à l'extérieur du bâtiment passe à travers un filtre G4, puis un filtre de classe F7, qui sont positionnés en amont des batteries électriques (pour le réchauffage de l'air), de la batterie froide en eau glacée (pour le refroidissement et / ou la déshumidification) et de deux humidificateurs. La centrale de traitement d'air se termine par un caisson de filtration en tôle d'acier galvanisé pour cellules filtrantes H10. Enfin, un caisson d'extraction avec ventilateur centrifuge situé en aval de la cellule d'essai permet d'avoir des débits d'air compris entre 1500 m^3/h et 3600 m^3/h. Grâce à cette installation, l'air d'essai est régulé à une humidité relative comprise entre 45% et 70%, et à une température comprise entre 19°C et 24°C. L'air entrant a été testé régulièrement avec des cartouches DNPH afin de vérifier l'absence de COV à des concentrations significatives (il n'y a pas de filtre moléculaire dans la CTA).

Les réseaux aérauliques ont été réalisés en tôles d'acier galvanisé circulaires et rectangulaires.

Au rez-de-chaussée se situe la cellule d'essai dont le schéma de principe est présenté en Figure 4.19. Elle comporte deux voies, une voie fixe et une voie modulable. La voie fixe intègre un caisson dans lequel ont été installés tous les systèmes à l'exception du système S3. La voie modulable permet de tester des systèmes de taille plus imposante tel que le système d'épuration BIOWIND (S3). Lorsque la voie fixe est utilisée, la voie modulable est fermée par des volets et une plaque métallique étanche et réciproquement lorsque la voie modulable est utilisée. Des points de piquages ont été réalisés à différents endroits de la cellule d'essai afin de pouvoir mesurer les concentrations en polluant dans l'air en amont et en aval des systèmes d'épuration.

Sur la partie amont de la cellule d'essai, une sonde pour la mesure de la température et de l'humidité a été mise en place (HOBO U14 LCD data Logger). Elle permet de suivre et d'enregistrer en continu ces paramètres tout au long des tests. Une autre sonde mesure les débits d'air passant dans la gaine (sonde de vitesse à fil chaud 960 Probe, TSI). Ces débits ont été mesurés en différents points de la veine d'air, au cours d'essais préliminaires aux tests, afin de s'assurer de la bonne étanchéité du banc.

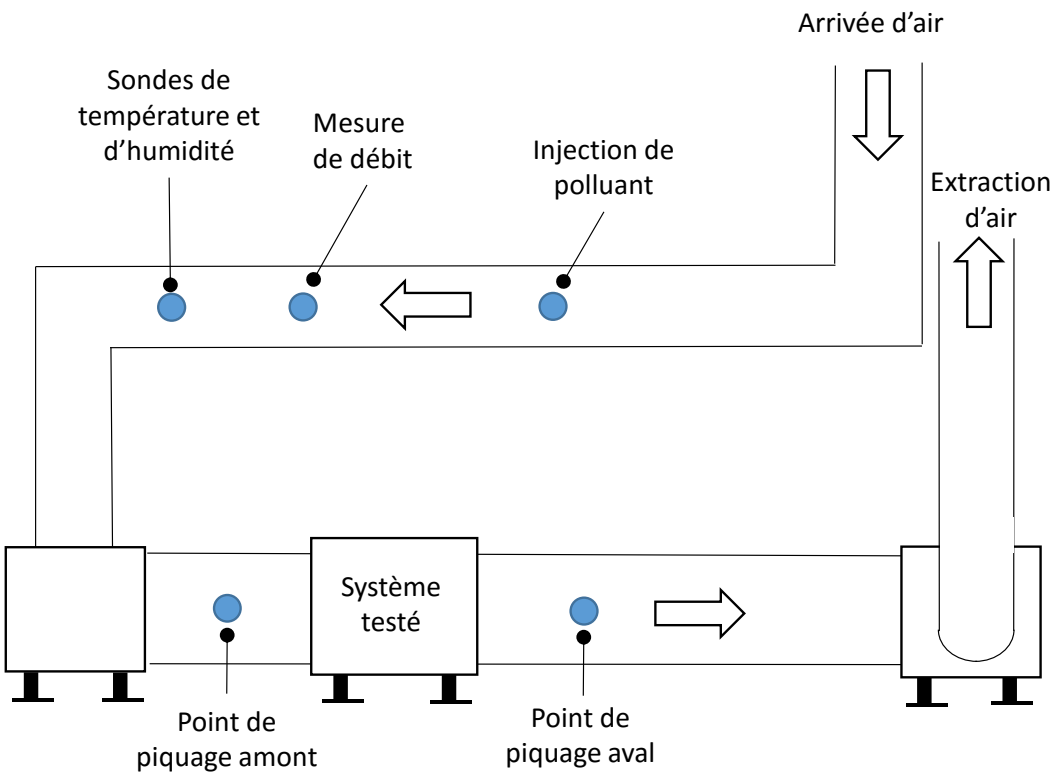


Figure 4.19 : Détail des composants de la cellule d'essai en aval de la CTA

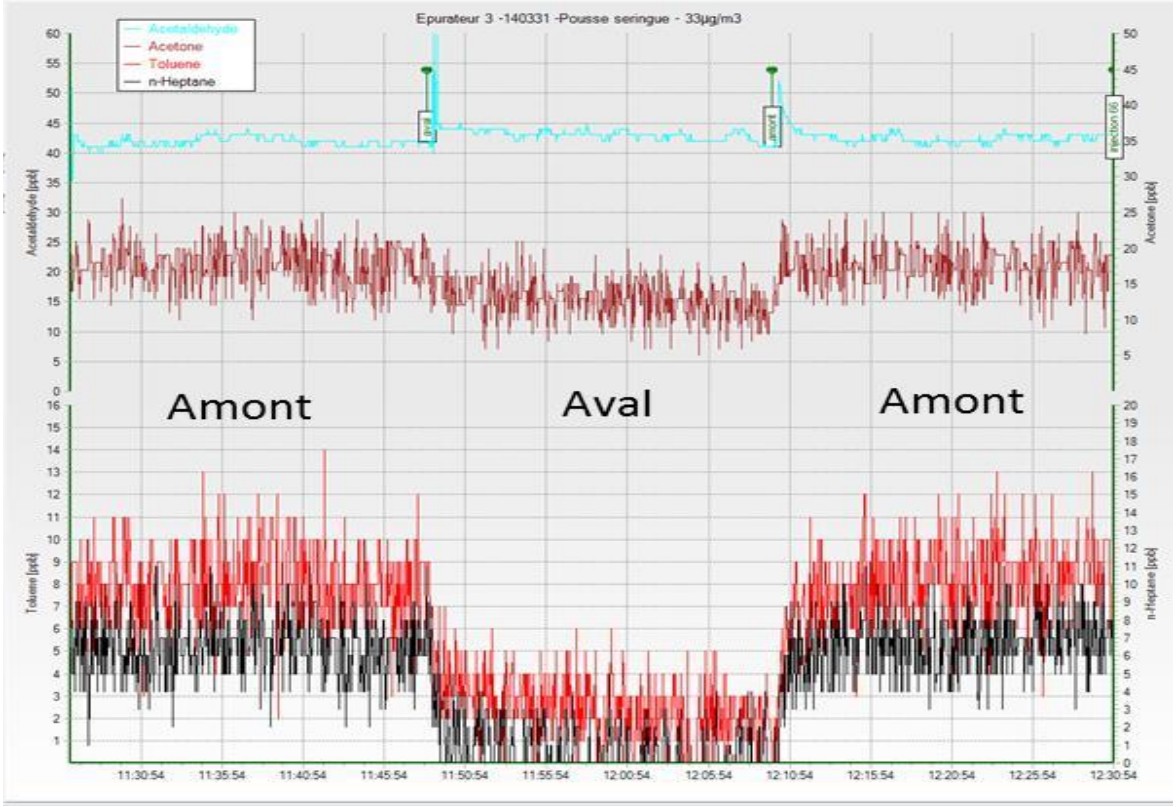
Les COV sont injectés sous forme liquide, en utilisant un pousse-seringue. C'est le seul procédé qui a permis, à faibles concentrations et pour des débits d'air de 1600 à 3600 m³/h, une injection stable et simultanée de l'acétaldéhyde, de l'acétone, de l'heptane et du toluène. Le formaldéhyde est pour sa part également injecté dans la veine d'air sous forme liquide mais avec un second pousse-seringue.

Les concentrations en acétaldéhyde, acétone, heptane et toluène ont été suivies en ligne grâce à un IMR-MS. Des exemples d'analyse en continu sont présentés en Figure 4.20. On note qu'aux fortes concentrations (de 200 à 800 µg/m³) le rapport signal / bruit est faible comparé à celui obtenu dans le domaine des faibles concentrations correspondant aux consignes pour cette étude (33 à 100 µg/m³). A défaut d'avoir réussi à obtenir une meilleure stabilisation, c'est la valeur moyenne sur un temps de 15 minutes qui a été considérée. Les limites de quantification de l'IMR-MS sont respectivement de 13, 17, 25 et 25 µg/m³ pour l'acétaldéhyde, l'acétone, l'heptane et le toluène.

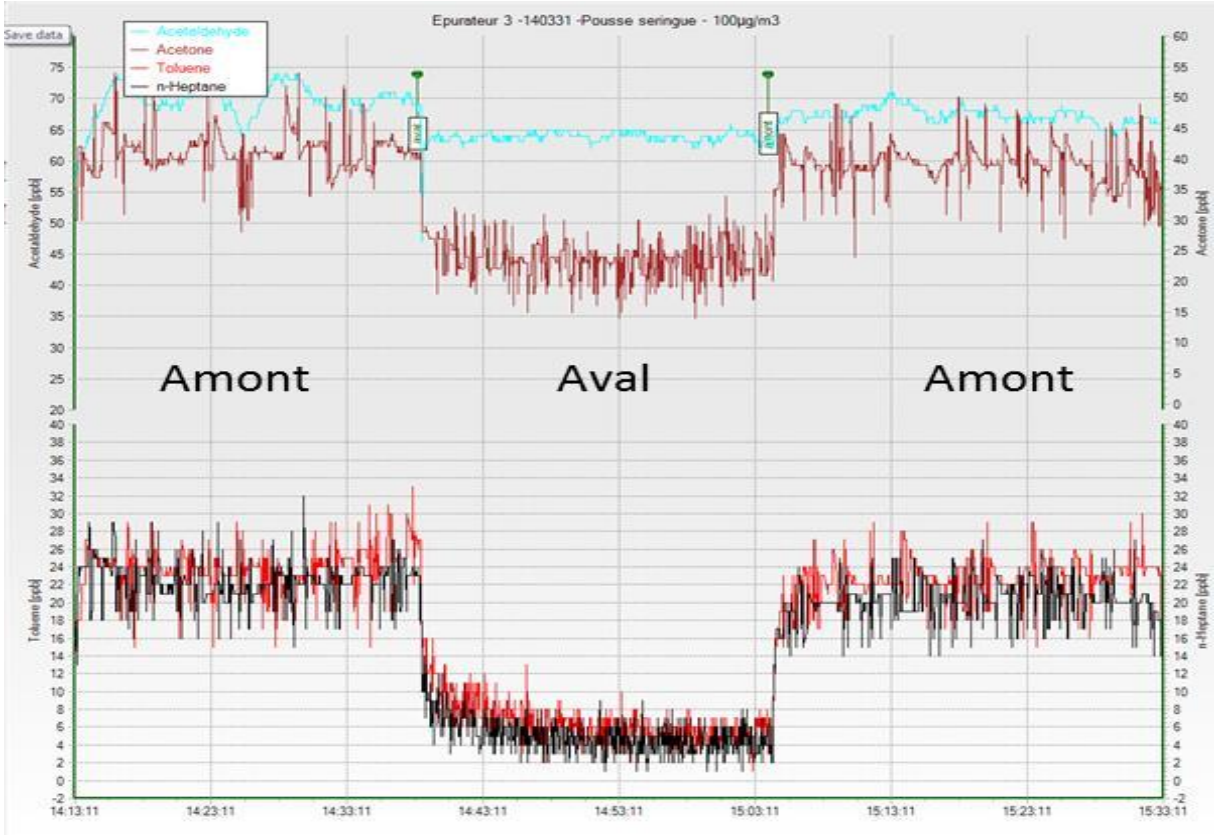
Le formaldéhyde a pour sa part été prélevé sur cartouche imprégnée de 2,4-DNPH. Sa limite de quantification pour ce polluant est de 5 µg/m³.

L'ozone (O_3), éventuellement produit par les systèmes d'épuration, a été mesuré en ligne avec un analyseur spécifique (Analyseur O3 41M – Environnement S.A) qui utilise le principe de la détection par absorption dans l'ultraviolet.

a- Génération du toluène à une concentration en amont du système de 766 µg/m^3



b- Génération des quatre polluants acétaldéhyde, acétone, heptane et toluène avec le pousse-seringue à une concentration en amont du système de 33 µg/m^3



c- Génération des quatre polluants acétaldéhyde, acétone, heptane et toluène avec le pousse-seringue à une concentration en amont du système de 33 µg/m^3

Figure 4.20 : Illustration du suivi des concentrations en polluants gazeux avec l'IMR-MS

Concernant les mesures sur les microorganismes, le générateur utilisé est un nébuliseur Collison CN 25 à 6 buses. Il est positionné à l'extérieur du circuit d'essai. Sa sortie est connectée à une tubulure en inox conduisant l'aérosol généré à l'intérieur du flux d'air, la génération est faite dans le sens du flux. Entre 2 essais le générateur a été désinfecté par produit biocide et rincé à grande eau puis à l'eau distillée stérile. La tubulure a été désinfectée à l'alcool à 70°. Les suspensions de microorganismes ont systématiquement été préparées en laboratoire le jour même des essais, puis transportées à température ambiante sur le site des essais (20-30 minutes de transport). La préparation a été faite dans des conditions d'asepsie à partir d'eau distillée stérile et de colonies développées sur milieux de culture gélosés : gélose trypticase–soja pour la culture de *Staphylococcus Epidermidis* (incubation à 36 ± 2 °C pendant 48 heures) et gélose au malt pour la culture *d'Aspergillus Niger* (incubation à 25 ± 3°C pendant 5 jours).

Les concentrations de microorganismes sont mesurées simultanément en amont et en aval de l'épurateur testé par des dispositifs de prélèvement de particules cultivables, ou biocollecteurs.

Dans chacune des conditions testées les mesures simultanées ont été répétées 3 fois. Différents blancs ont par ailleurs été réalisés pour chaque série de mesures : mesures amont et aval avant toute génération, mesures avec système à l'arrêt, mesures après arrêt de la génération pour les premières séries d'essais. De plus des prélèvements dans l'air ambiant ont systématiquement été réalisés pour chaque série d'essais pour vérifier l'absence de contamination de l'air ambiant par l'aérosol généré : un point à proximité du générateur et un point à proximité de l'air rejeté par les pompes de prélèvement.

La cellule de comptage microscopique utilisée est la cellule de Neubauer, particulièrement adaptée au comptage des spores fongiques. Le comptage des cellules bactériennes est plus délicat mais possible en jouant sur la mise au point du microscope. La précision est modérée avec une erreur estimée à 20 %.

La Figure 4.21 nous montre quelques résultats suite au test d'un réacteur photocatalytique pour un champignon et une bactérie.

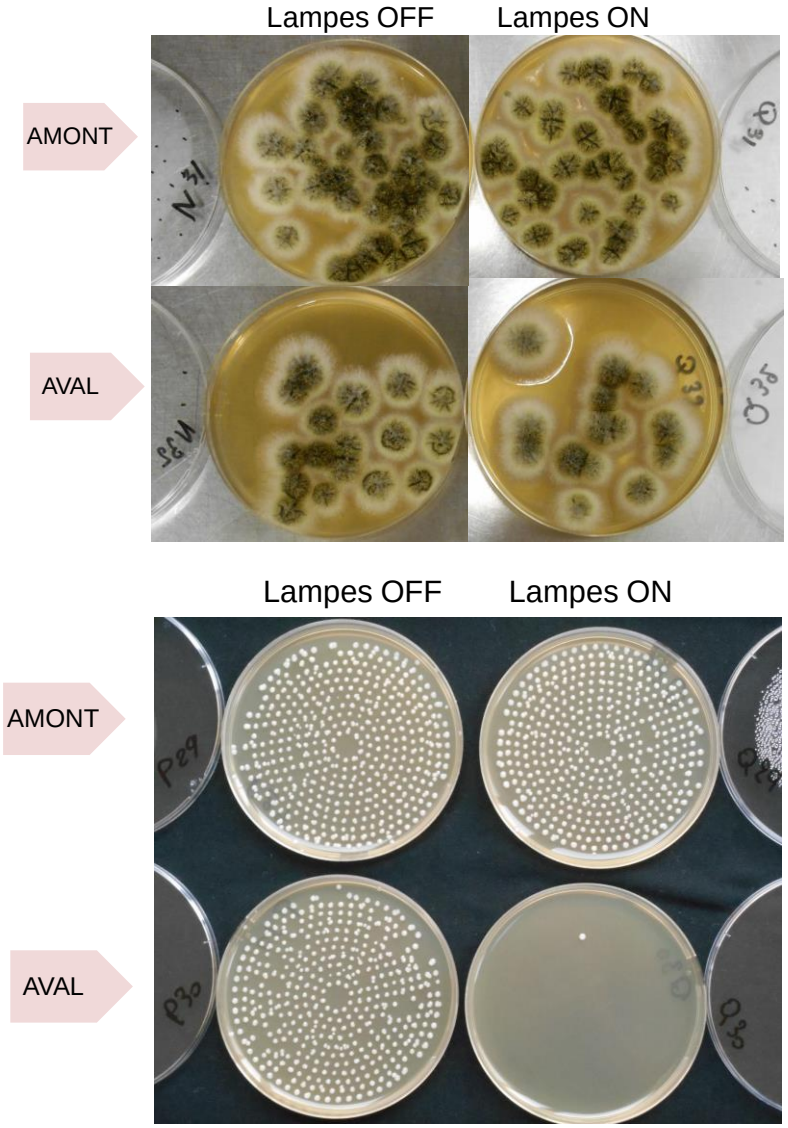


Figure 4.21 : Résultats de tests d'un réacteur photocatalytique, en haut pour *Aspergillus Niger*, en bas pour *Staphylococcus Epidermidis*

Les résultats des mesures des microorganismes ont été exprimés en nombres bruts d'UFC (Unité Formant des Colonies) dénombrées sur les boîtes de culture aux points amont et aval. En cas de dénombrement inférieur à 15 UFC au point amont le taux d'abattement n'a pas été calculé (précision insuffisante).

4.2.3. Synthèse des résultats obtenus

Les paragraphes qui suivent présentent une analyse des résultats expérimentaux suivant quatre axes : l'efficacité intrinsèque des systèmes et l'influence de leurs paramètres de variabilité (débit d'air, concentration, température / humidité), leur impact potentiel sur la qualité de l'air intérieur sur la base du calcul de leur débit d'air épuré, la caractérisation des aspects relatifs à l'innocuité, et les consommations énergétiques induites. Il est important de mentionner que pour faciliter la lecture des résultats, les valeurs de température / humidité et de concentration qui figurent sur les représentations graphique, et auxquelles il est fait référence dans le texte, sont les valeurs de consigne des essais. Dans les faits, des écarts plus ou moins importants à ces valeurs de consigne ont été enregistrés pour certains tests. Les valeurs exactes de tous les

paramètres figurent dans les tableaux complets de résultats en Annexe A. Par ailleurs, pour l'ensemble des exploitations qui vont suivre, les efficacités d'épuration du caisson BIOWIND complet (solutions S3.C(NA) et S3C.(TM)), agencé tel que décrit dans le paragraphe précédent (filtre particulaire F8, réacteur photocatalytique, filtre moléculaire *CitySorb-F*) ont été reconstituées sur la base des éléments et des hypothèses suivants :

- Les efficacités de filtration particulaire du filtre F8 sont présentées dans le Tableau 4.4. Elles ont été mesurées à un débit Q_v = 3400 m³/h et ont été considérées comme invariantes en fonction du débit. Il s'agit là d'une hypothèse réaliste : pour les filtres à air de classes F7 et F8, on n'observe en effet peu de variations de l'efficacité lorsque le débit d'air change, comme en atteste d'ailleurs les résultats obtenus pour le filtre *Opakfil Energy* qui est de classe F7.
- Les taux d'abattement en microorganismes n'ayant pas été mesurés pour ce filtre F8, ils ont été pris égaux à l'efficacité mesurée pour des particules inertes de même taille, à savoir 0.7-1.0 µm pour *Staphylococcus Epidermidis* et 3.0-5.0 µm pour *Aspergillus Niger*. La concordance des résultats enregistrés vis-à-vis des particules et des microorganismes pour le système S1 (avec filtre F7) testé dans le cadre de l'étude montre là-aussi que cette hypothèse est légitime.
- De manière similaire, les taux d'abattement en microorganismes par le filtre moléculaire n'ont pas été mesurés indépendamment du filtre F7 avec lequel il compose le système S1. En conséquence, ils ont également été pris égaux aux efficacités particulaires mesurées dans les classes granulométriques correspondant à la taille de chacune des espèces.
- L'efficacité d'épuration du réacteur photocatalytique a été considérée comme étant nulle pour tous les COV au vu des très faibles valeurs mesurées (ininterprétables la plupart du temps). En d'autres termes, pour le caisson BIOWIND complet, seul le filtre moléculaire positionné en sortie de caisson agit sur la pollution gazeuse.

Classe granulométrique (µm)	0,2 – 0,3	0,3 – 0,5	0,5 – 0,7	0,7 - 1,0	1,0 - 2,0	2,0 - 3,0	3,0 - 5,0
Efficacité (%)	58,2	66,7	74,9	82,9	90,5	96,7	98,8

Tableau 4.4 : Efficacités de filtration particulaire du filtre F8 intégré au caisson BIOWIND

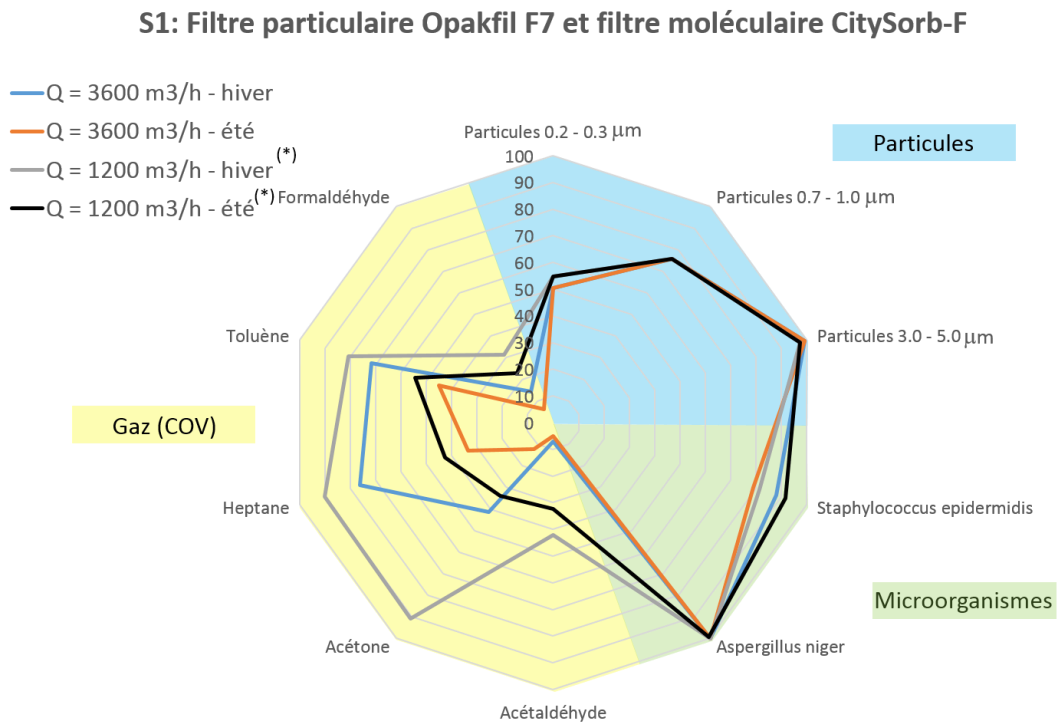
4.2.3.1. Efficacités d'épuration multi-polluants mesurées pour les systèmes

Pour tous les polluants et tous les systèmes testés, les résultats des mesures ont dans un premier temps été exprimés et analysés en termes d'efficacité de filtration / d'épuration, définie par la relation :

$$\varepsilon_i = \frac{C_{i,amont} - C_{i,aval}}{C_{i,amont}}$$ Équation 4.11

Où : $C_{i,amont}$ et $C_{i,aval}$ désignent respectivement les concentrations de polluant *i* mesurées en amont et en aval du système pour les conditions d'essais concernées.

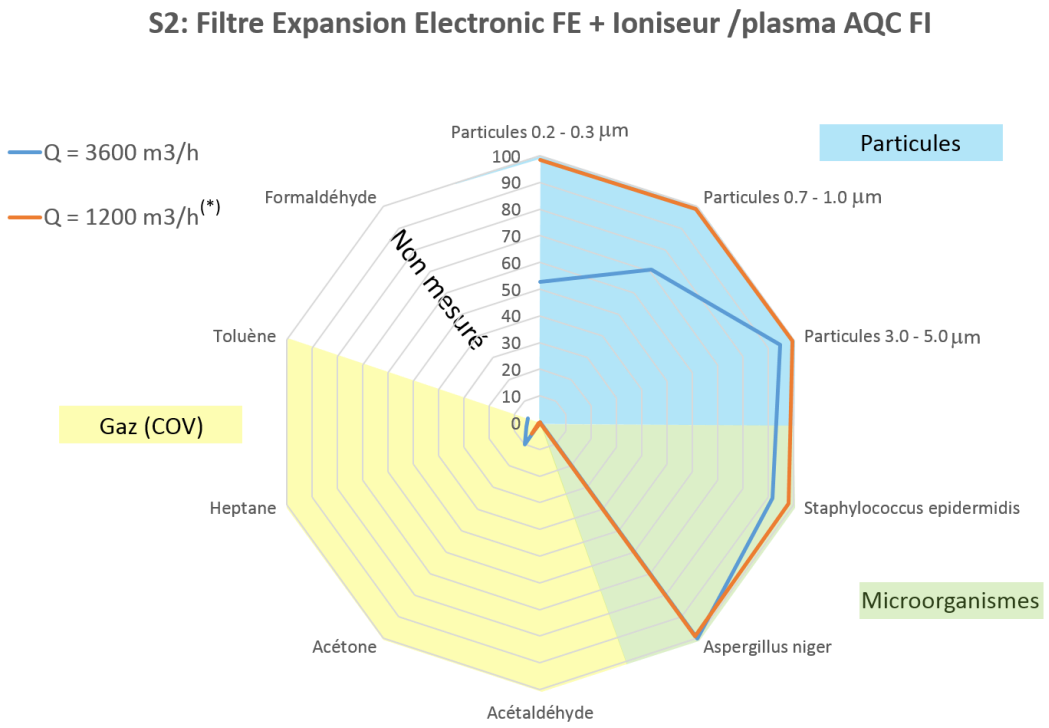
Pour apprécier la performance globale des six solutions d'épuration testées, les efficacités mesurées vis-à-vis de chacun des polluants cibles ont été représentées sous forme de graphiques de type radar (Figure 4.22 à Figure 4.28). En général, seuls les résultats enregistrés aux débits maximal et minimal, dans les conditions hygrothermiques d'été, et à une concentration de 100 µg/m³ pour les COV, ont été représentés. Toutefois, les résultats correspondant aux conditions d'hiver ont également été reportés sur les graphiques pour les systèmes qui intègrent le filtre moléculaire (S1, S3.C(NA) et S3.C(TM)) dans la mesure où il a été démontré que l'efficacité était dans ce cas très sensible aux conditions de température et d'humidité.



(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

Figure 4.22 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S1, filtres *Opakfil* et *Citysorb-F* de CAMFIL assemblés en série

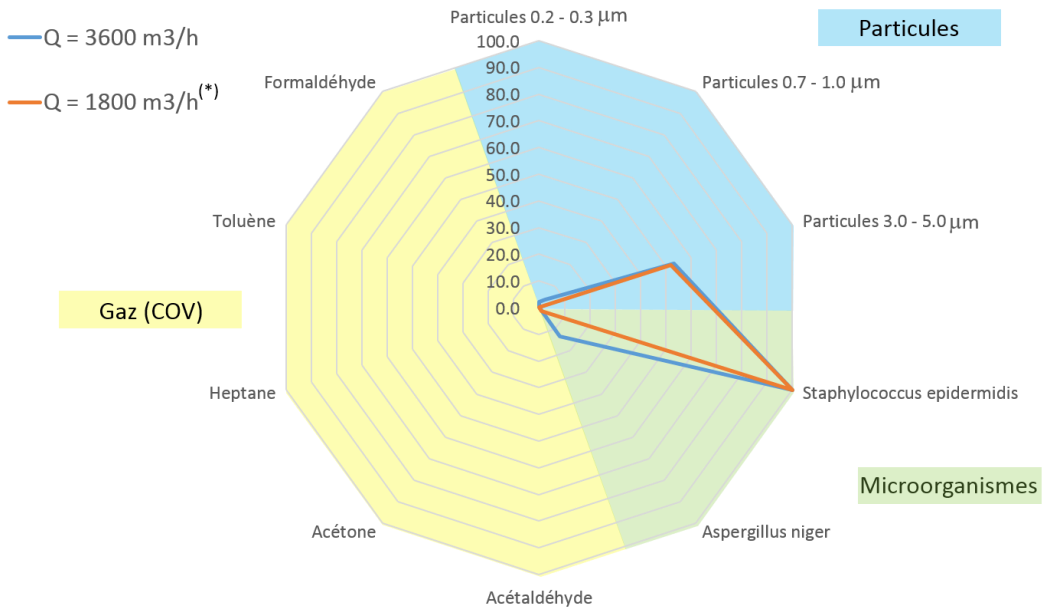


(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

Figure 4.23 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S2, association du filtre électrostatique Expansion FE et de l'ioniseur-plasma AQC FI

S3(NA) : Réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec écrans en nid d'abeille

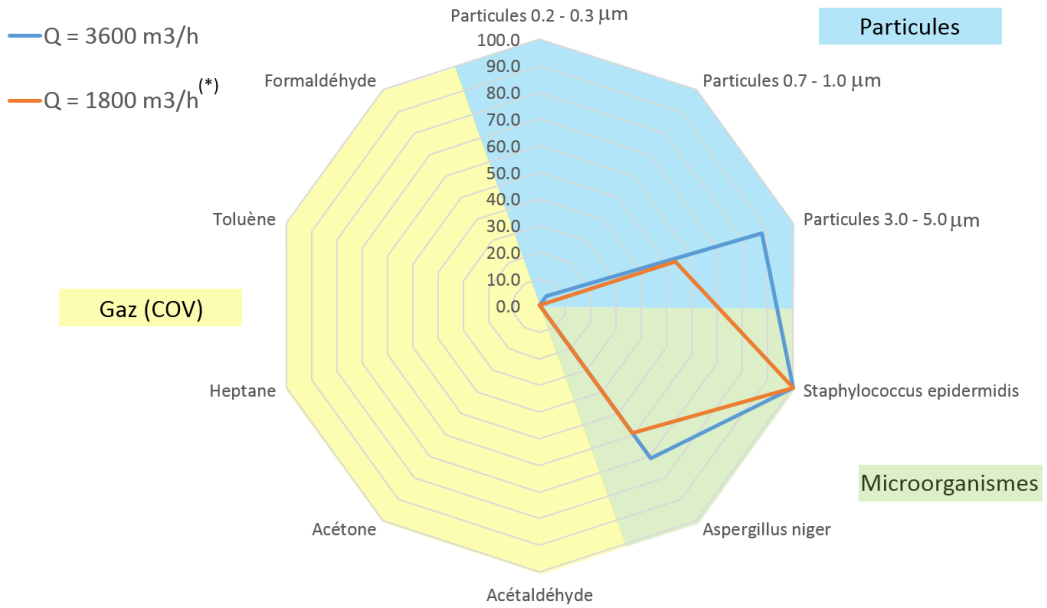


(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

Figure 4.24 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S3(NA), réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec ses écrans en nid d'abeille

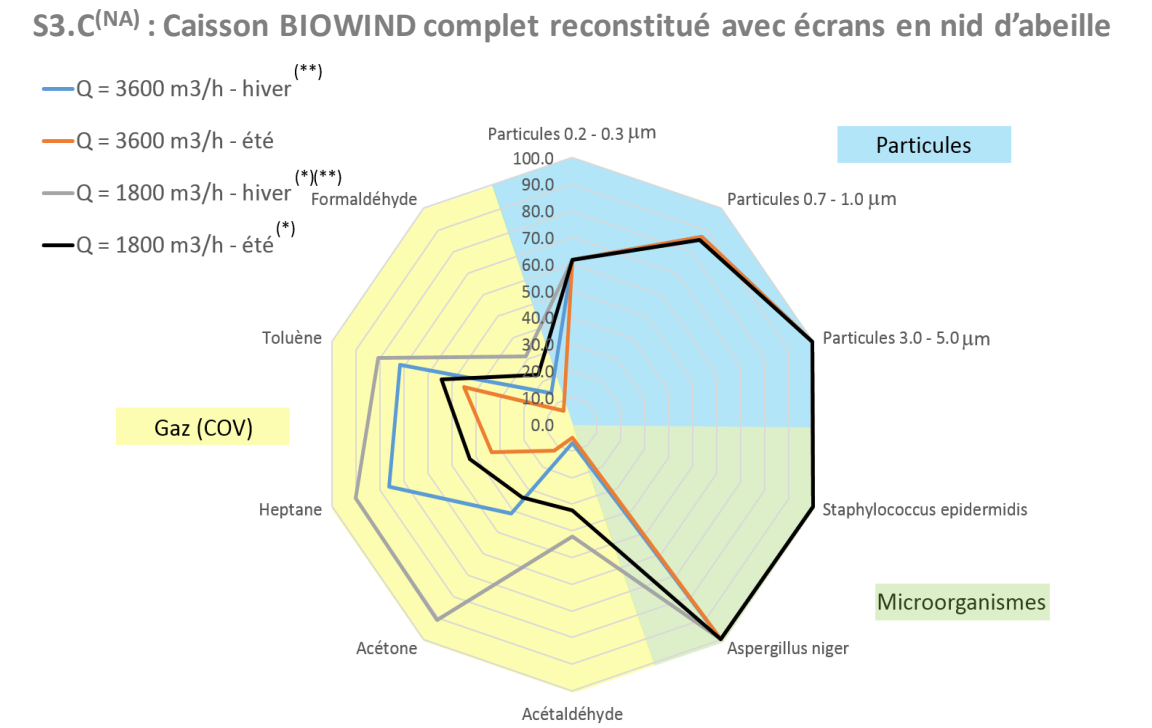
S3(TM) : Réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec écrans en tricot métallique



(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

Figure 4.25 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S3(TM), réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec ses écrans en tricot métallique

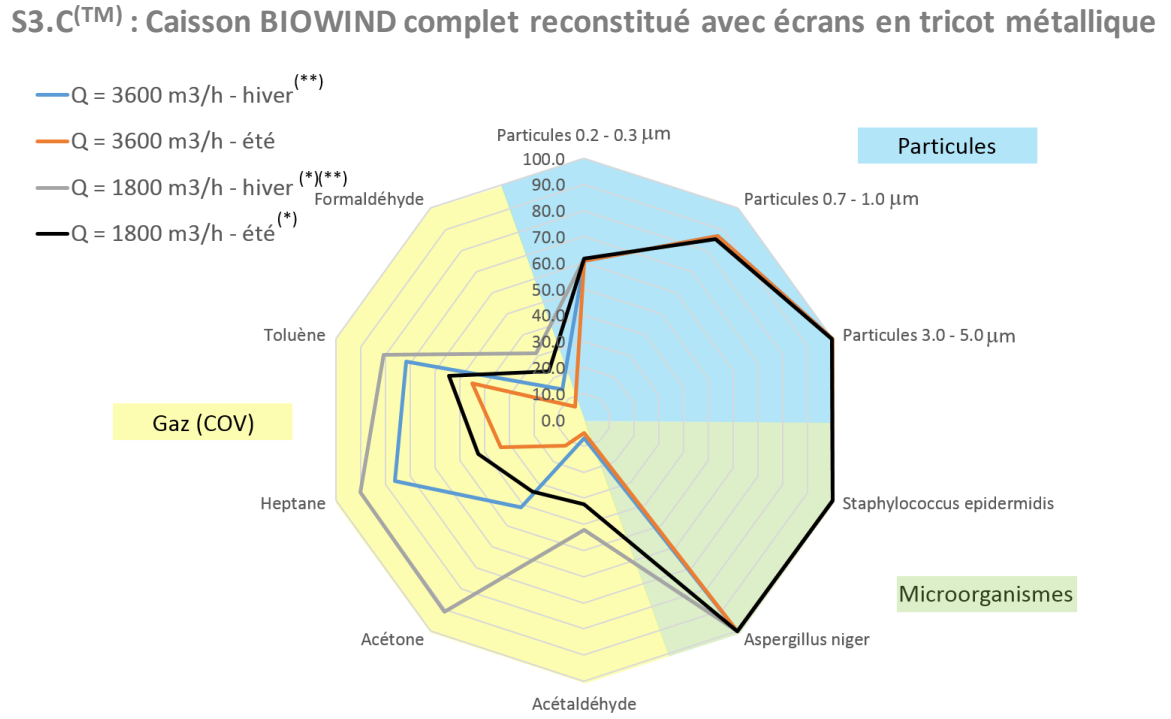


(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

(**) Taux d'abattement non mesuré pour les microorganismes, pris égaux aux valeurs mesurées dans les conditions été

Figure 4.26 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants de la solution S3.C(NA) : filtre F8 + réacteur photocatalytique avec écrans de type nid d'abeille + filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL



(*) Débit de 1600 m³/h pour les mesures microorganismes et gaz

Résultats COV pour une concentration de consigne de 100 µg/m³

(**) Taux d'abattement non mesuré pour les microorganismes, pris égaux aux valeurs mesurées dans les conditions été

Figure 4.27 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants de la solution S3.C(TM) : filtre F8 + réacteur photocatalytique avec écrans en tricot métallique + filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL

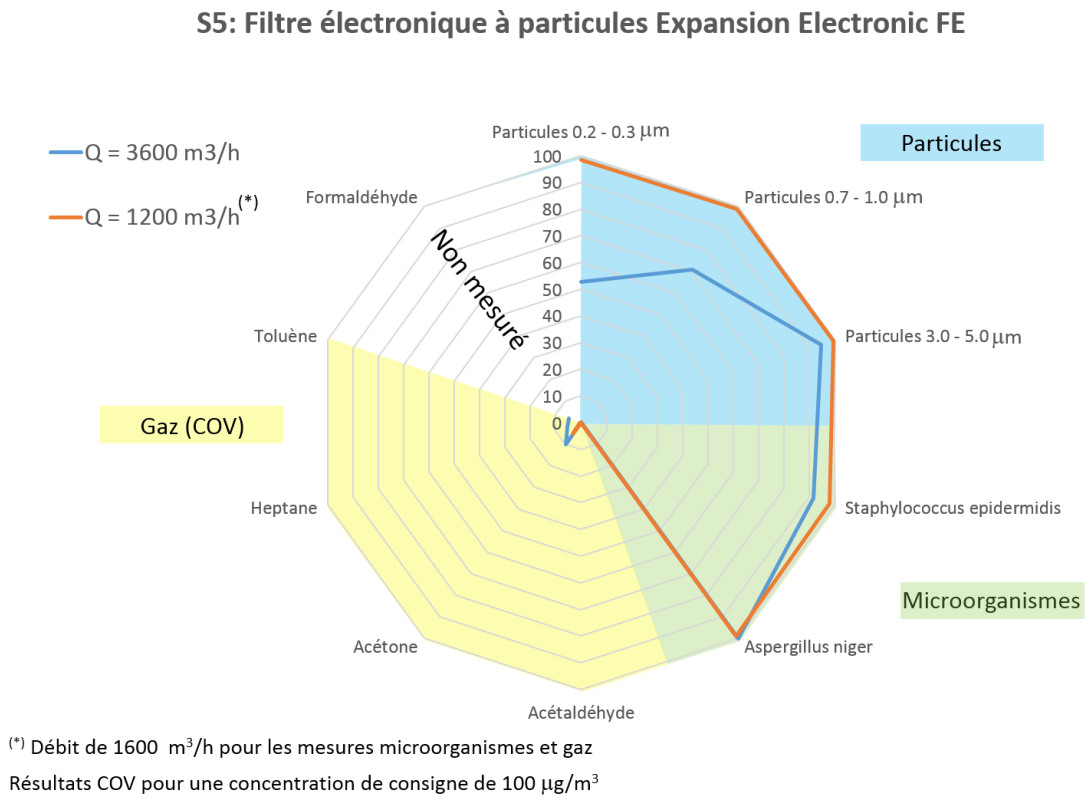


Figure 4.28 : Représentation synthétique de l'efficacité d'épuration multi-polluants du système S5, filtre électrostatique Expansion FE

Les profils radars des systèmes S4 et S6 n'ont pas été représentés puisque toutes les efficacités mesurées sont nulles ou proches de 0. A ce sujet, il est important de rappeler ici que la première des fonctions du système S6 est la production d'ions négatifs en vue d'améliorer le bien-être des occupants, mais que cette composante n'est pas couverte par la présente étude. A défaut d'atteindre les occupants, les ions négatifs peuvent contribuer à améliorer la qualité particulaire de l'air intérieur en chargeant électriquement les particules qui passent à travers le système et en facilitant ainsi leur dépôt sur les parois et le mobilier (cf. Figure 2.6 qui détaille le principe de l'ionisation dans la partie 2.1.1.3). La méthode ici utilisée pour caractériser la performance des systèmes ne permet pas non plus d'appréhender ces phénomènes qui sont postérieurs à la diffusion de l'air dans les locaux, et donc de les comptabiliser dans l'efficacité d'épuration particulaire définie par le différentiel de concentration en amont et en aval du système. Tout juste peut-on dire de l'ioniseur (S6) qu'il a peut-être un effet bactéricide direct (c'est-à-dire au passage de l'air à travers l'appareil) par action des radicaux libres produits par le champ ionisant, mais que l'efficacité est faible (ε < 20%) et incertaine, et qu'il ne génère manifestement pas un plasma froid suffisant pour traiter la pollution gazeuse de l'air puisqu'aucun abattement des concentrations en COV et aucune production de composés secondaires n'a pu être mesuré.

Le premier point qui ressort des profils radars, sans entrer dans le détail des efficacités relatives à chacun des polluants (le lecteur peut pour cela se reporter au rapport final de l'étude ou aux tableaux de résultats situés en Annexe A), est que seul le filtre moléculaire permet d'agir contre la pollution par les COV. Ainsi, seuls le système S1 et le caisson BIOWIND affichent des spectres qui augurent réellement d'une action sur toutes les composantes de la pollution, même si leur performance vis-à-vis des COV est en définitive très variable en fonction du débit et de la saison (Figure 4.22). Le filtre électrostatique Expansion FE (S5) se caractérise par une très bonne capacité de traitement des particules inertes et des microorganismes, mais son champ d'action se limite clairement à ces deux composantes (Figure 4.28). Son association avec l'ioniseur (système S2, Figure 4.23) n'apporte pas véritablement de plus-value, en tout cas pour les effets qui sont observables par les mesures réalisées.

Enfin, les performances mesurées pour le réacteur photocatalytique BIOWIND (S3(NA) et S3(TM)) apparaissent bien décevantes au regard de la puissance lumineuse, de la surface d'échange installée, et du coût d'achat. Il est véritablement surprenant de n'avoir pu observer aucun effet d'abattement sur un quelconque COV, ceci même au plus faible débit testé. L'efficacité est certes de 100% pour *Staphylococcus Epidermidis*, dans toutes les configurations de fonctionnement, mais cela apparaît bien dérisoire au regard du spectre d'action potentiel du procédé d'épuration mis en place. De plus, les essais lampes allumées / lampes éteintes montrent que cet effet n'est pas le fruit d'un véritable processus photocatalytique, mais le seul fait des lampes UVC (on met en évidence un abattement de l'ordre de 60-80 % que les lampes soient allumées ou éteintes). En comparant les profils obtenus pour le réacteur seul (Figure 4.24 et Figure 4.25) et le réacteur intégré au caisson complet (Figure 4.26 et Figure 4.27), on note également que le photocatalyseur a en définitive une faible influence sur la performance du caisson puisque le taux d'abattement du champignon serait probablement proche de 100% par la seule action des filtres (l'efficacité de filtration particulaire est au minimum de 99,7% pour la classe granulométrique 3,0-5,0 µm, voir Figure 4.26 et Figure 4.27). Pour être tout à fait complet, il convient de rappeler que l'efficacité d'épuration des microorganismes par le rayonnement UVC est régie par la notion de dose lumineuse absorbée. Le fait que le taux d'abattement soit égal à 100 % pour *Staphylococcus Epidermidis*, et dans le même temps proche de 0% pour *Aspergillus Niger*, témoigne du fait que la puissance installée permet d'administrer une dose létale aux bactéries quelle que soit la vitesse de passage de l'air, mais une dose insuffisante pour éliminer les champignons.

4.2.3.2. Impact potentiel des systèmes sur la QAI

En première approche, l'impact des systèmes sur la qualité de l'air intérieur peut être estimé par la notion de débit d'air épuré (DAE) par les appareils (ou CADR pour *Clean Air Delivery Rate* en anglais). Il est défini par la relation :

$$DAE = Q_v \times \varepsilon$$

Équation 4.12

Où : Q_v est le débit qui traverse l'appareil [$m^3.h^{-1}$]

Exprimé en m^3/h, le débit d'air épuré constitue une mesure de l'impact potentiel du système d'épuration sur la qualité de l'air intérieur par référence au renouvellement d'air : il correspond au débit de ventilation par de l'air propre (dénué de tout polluant) qu'il faudrait mettre en œuvre pour obtenir le même niveau de concentration dans la pièce. Un épurateur parfait se caractérise donc par une efficacité ε égale à 100 %, et un DAE égal au débit d'air traité Q_v.

Les débits d'air épurés calculés pour chacune des conditions d'essai ont été représentés pour trois tailles de particules inertes et pour les microorganismes sur les Figure 4.29, Figure 4.30 et Figure 4.31; seuls les systèmes présentant une efficacité significative ont été considérés. Pour les gaz, seul le filtre moléculaire étant efficace, les débits d'air épurés n'ont été déterminés que pour le système S1 (Figure 4.32) ; ils sont identiques pour le caisson BIOWIND complet (solutions S3.C(NA) et S3.C(TM)).

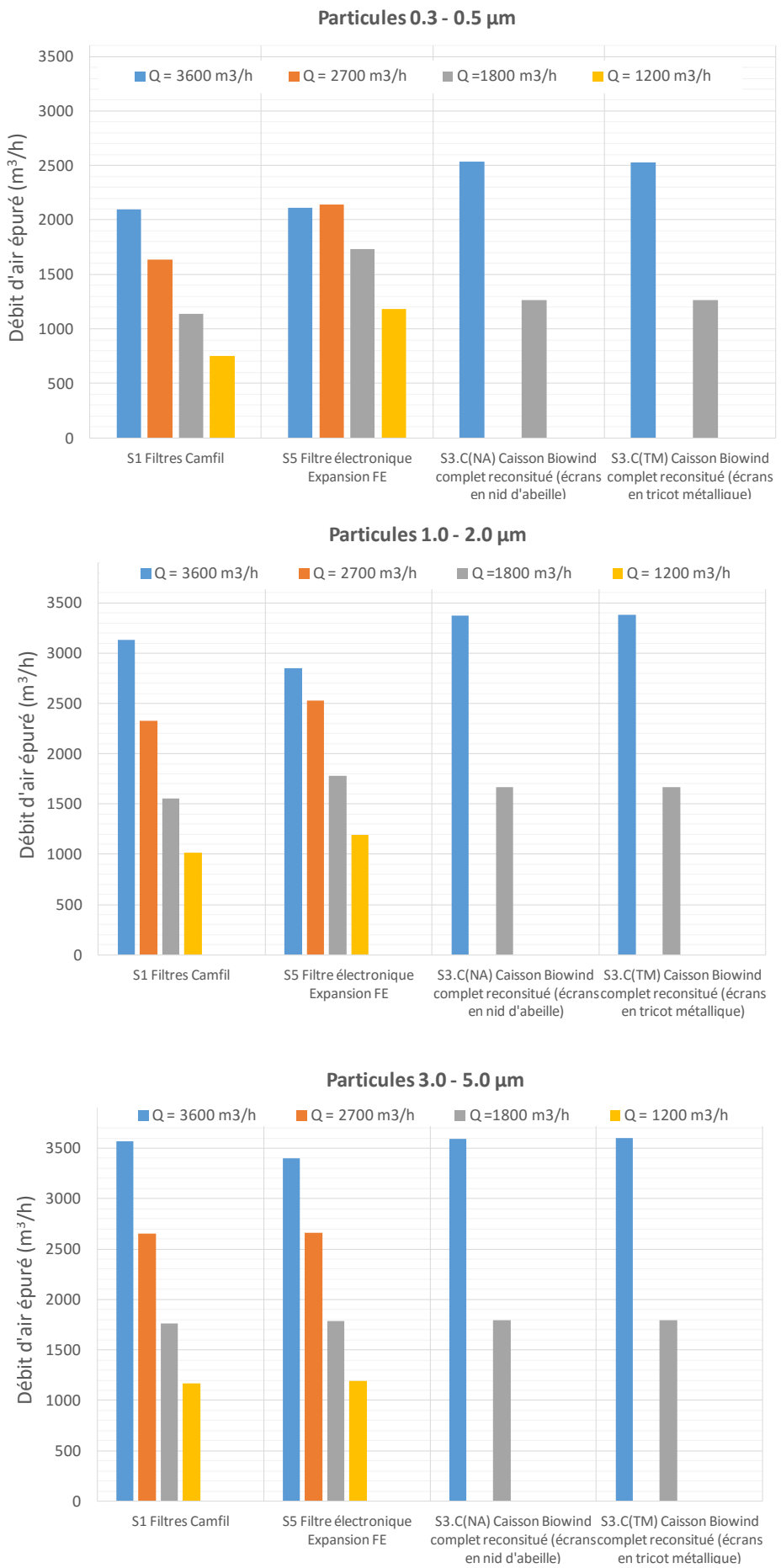


Figure 4.29 : Débits d'air épurés en particules par les différents systèmes

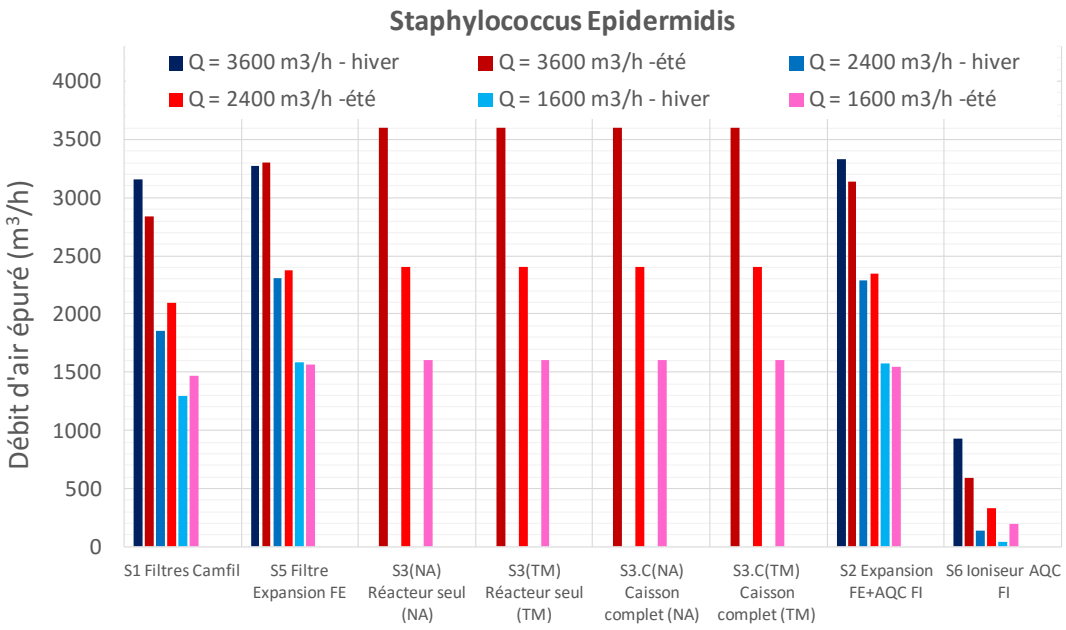


Figure 4.30 : Débits d'air épurés en *Staphylococcus Epidermidis* par les différents systèmes

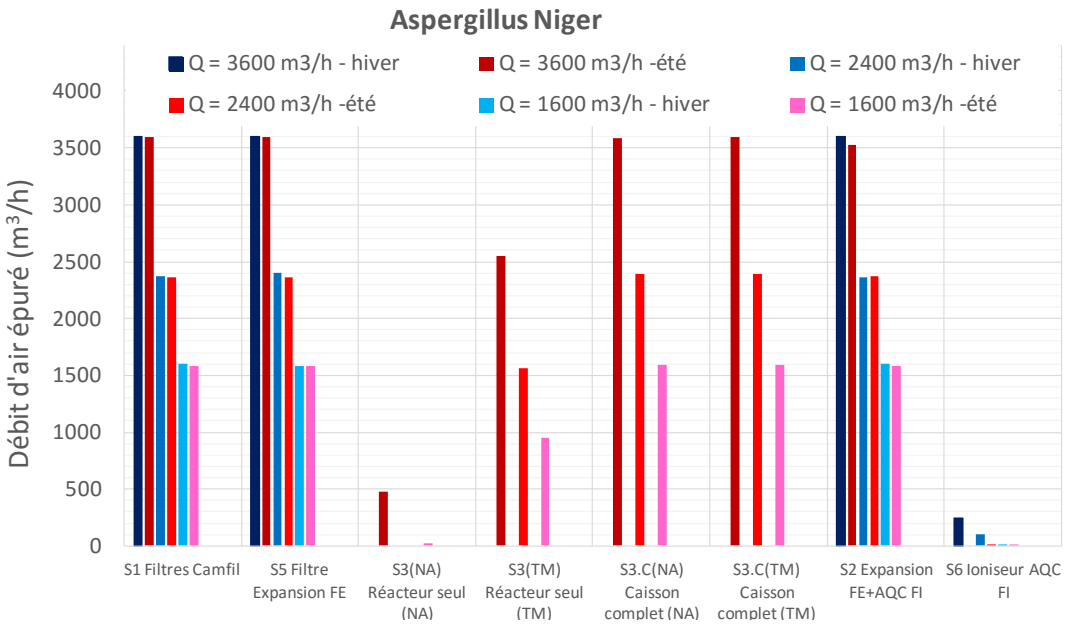
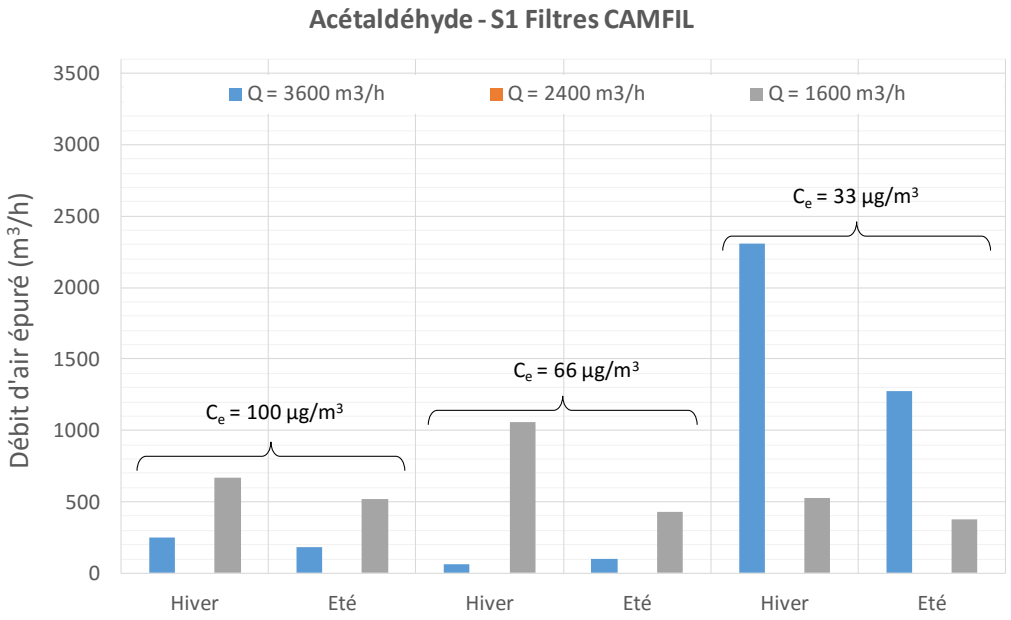
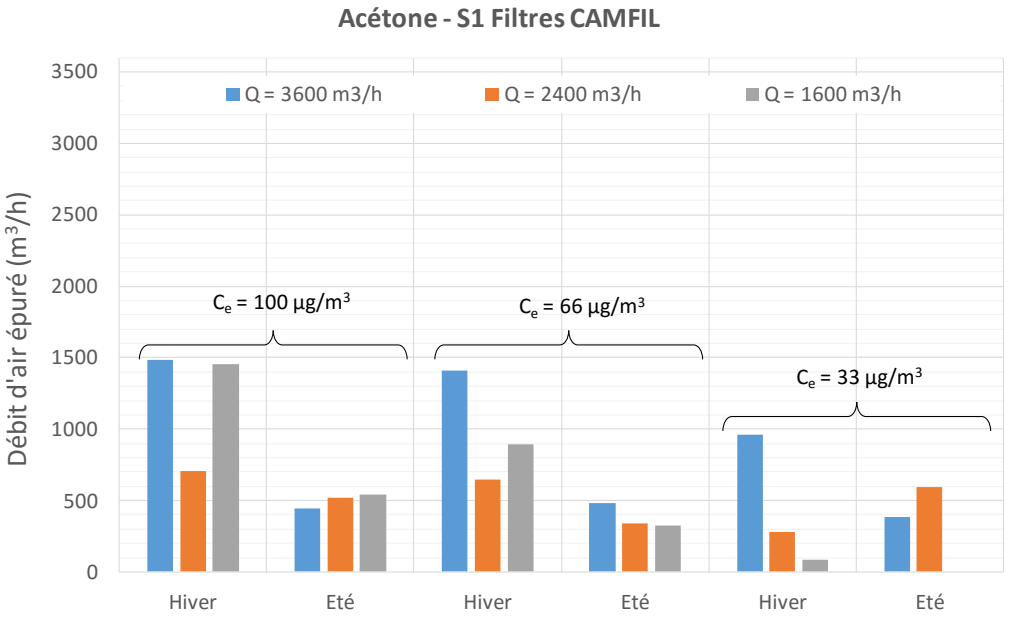
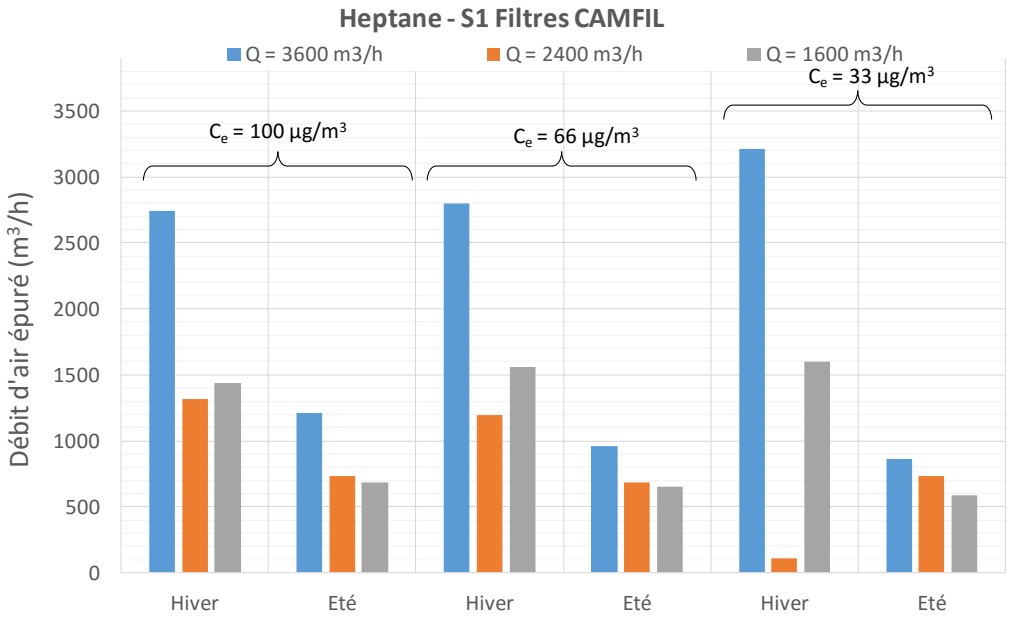


Figure 4.31 : Débits d'air épurés en *Aspergillus Niger* par les différents systèmes


Acétaldéhyde - S1 Filtres CAMFIL
Q = 3600 m3/h
Q = 2400 m3/h
Q = 1600 m3/h
Débit d'air épuré (m³/h)
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
Ce = 100 µg/m³
Ce = 66 µg/m³
Ce = 33 µg/m³
Hiver
Eté
Hiver
Eté
Hiver
Eté


Acétone - S1 Filtres CAMFIL
Q = 3600 m3/h
Q = 2400 m3/h
Q = 1600 m3/h
Débit d'air épuré (m³/h)
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
Ce = 100 µg/m³
Ce = 66 µg/m³
Ce = 33 µg/m³
Hiver
Eté
Hiver
Eté
Hiver
Eté


Heptane - S1 Filtres CAMFIL
Q = 3600 m3/h
Q = 2400 m3/h
Q = 1600 m3/h
Débit d'air épuré (m³/h)
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
Ce = 100 µg/m³
Ce = 66 µg/m³
Ce = 33 µg/m³
Hiver
Eté
Hiver
Eté
Hiver
Eté

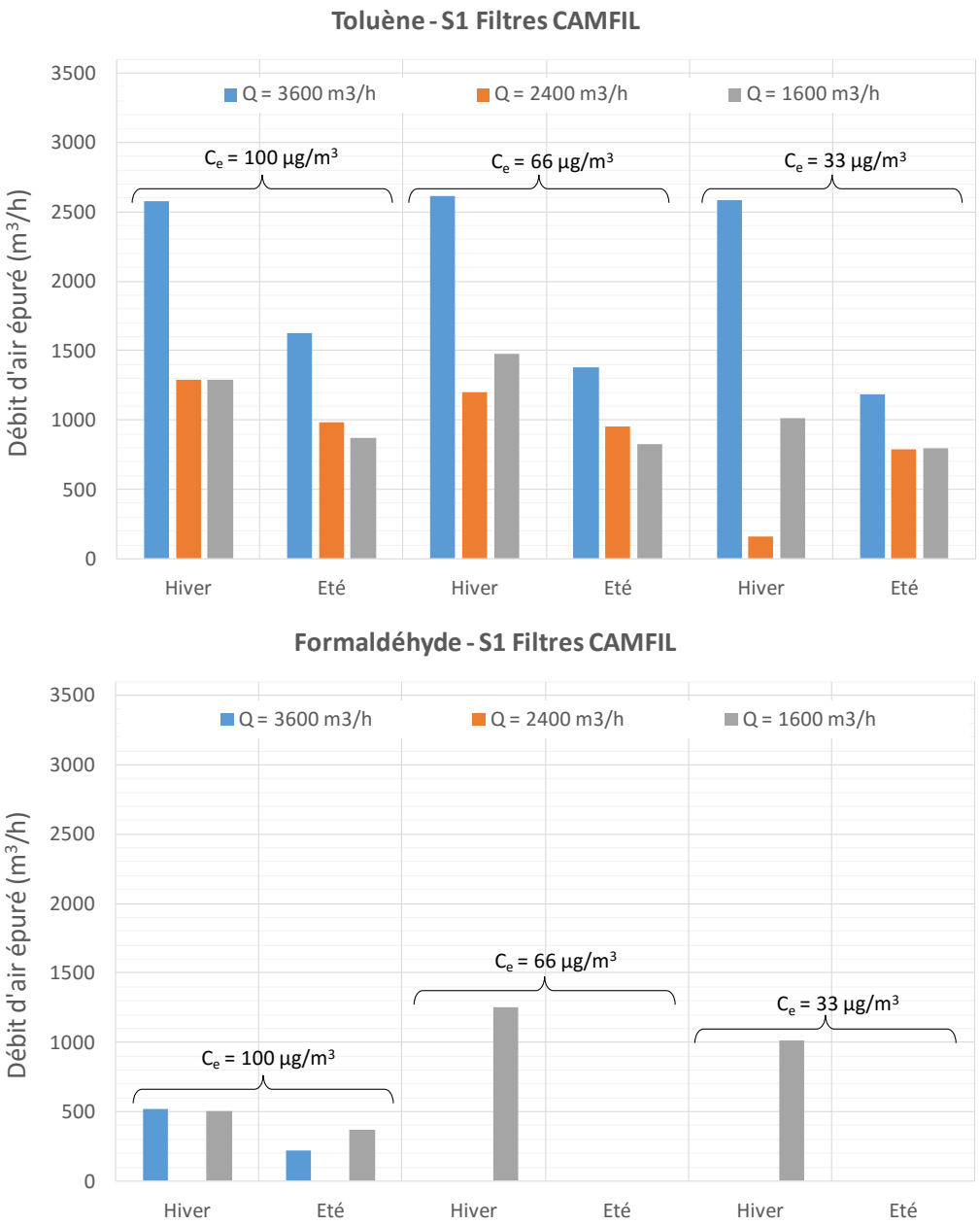


Figure 4.32 : Débits d'air épurés en COV par le filtre moléculaire *City Sorb-F* de CAMFIL (S1)

Le premier élément d'analyse qui ressort de ces graphiques est la non-linéarité des DAE vis-à-vis du débit pour certains systèmes, ce qui est la conséquence directe des variations d'efficacité en fonction de la vitesse de passage de l'air. Le filtre électrostatique Expansion FE (S5) affiche par exemple une diminution de son DAE vis-à-vis des particules fines (classe 0,3 - 0,5 µm) qui n'est absolument pas proportionnelle à la diminution du débit, avec même un DAE supérieur à 2700 m³/h qu'à 3600 m³/h (Figure 4.29). Dans le cas du système S1 (et donc aussi du caisson BIOWIND complet), les DAE sont plus élevés à 1600 m³/h qu'à 3600 m³/h pour l'acétaldéhyde à faible et moyenne concentration, et globalement similaires entre 1600 m³/h et 2400 m³/h pour tous les autres COV.

Un point de repère peut ensuite être considéré pour juger de l'intérêt de recourir aux systèmes testés pour contrôler la qualité de l'air intérieur d'un bâtiment. Celui-ci consiste à prendre comme référence l'effet de dilution suscité par le renouvellement d'air des locaux. Pour un bâtiment de bureaux, le code du travail (Articles R.232-5-2 et 232-5-3) impose par exemple un débit de ventilation de 25 m³/h/personne. Le taux d'occupation de ce type de locaux variant typiquement de 6 m²/personne (bureau paysager) à 10 m²/personne (grand bureau individuel), un plateau de 200 m² accueillera typiquement entre 20 et 30 personnes et devra être ventilé avec un débit d'air neuf compris entre 500 et 750 m³/h. En conséquence, si

un système présente un DAE compris dans cet intervalle, on peut considérer qu'il aura le même effet sur le polluant que la dilution occasionnée par la ventilation avec de l'air propre, et donc que le fonctionnement du système dans les conditions où a été mesuré le DAE conduira à diviser par deux la concentration intérieure du polluant. Si le système présente un DAE de 3600 m³/h, qui est donc sa valeur maximale (ε = 100% à Q_v = 3600 m³/h), il occasionnera une réduction de la concentration du polluant correspondant à 5 à 7 fois l'effet de dilution par la ventilation. Le domaine dans lequel varient les DAE représentés sur les figures ci-dessus montre donc que les systèmes testés peuvent contribuer à réduire de manière très significative l'exposition à la pollution de l'air intérieur, en dépit d'efficacités intrinsèques (ε) qui peuvent parfois apparaître faibles au premier abord. Cette conclusion trouve encore davantage de force dans le fait que l'évaluation de la performance des systèmes d'épuration par comparaison de leur DAE et du débit de ventilation d'un bâtiment repose sur le postulat que l'air de ventilation est dénué de tout polluant, ce qui n'est évidemment jamais le cas. En contrepartie, la ventilation présente l'avantage d'agir indifféremment sur toutes les composantes de la pollution intérieure, par son effet de dilution, alors que les systèmes d'épuration présentent des DAE variables suivant les polluants, et nuls ou quasi-nuls pour certaines substances / espèces.

4.2.3.3. Innocuité des systèmes testés

Les aspects relatifs à l'innocuité des systèmes testés ont été appréhendés expérimentalement par la mesure des concentrations en formaldéhyde et en ozone en aval des appareils, ceci pour chacune des conditions d'essai. Pour des systèmes intégrés au réseau de ventilation d'un bâtiment, ces concentrations ne peuvent cependant pas être directement utilisées pour qualifier le risque sanitaire pour les occupants puisqu'elles ne sont pas représentatives des concentrations ambiantes. En ce sens, les concentrations en formaldéhyde et en ozone mesurées en amont et en aval des systèmes ont été traduites en taux ou débit de production massique des substances, τ en mg/h, de manière à pouvoir ensuite quantifier par la modélisation l'impact de cette production sur l'augmentation des concentrations intérieures, et donc de l'exposition des occupants (voir Chapitre 5). Les taux de production sont obtenus à partir d'un bilan de conservation massique au passage des appareils qui conduit à l'expression :

$$\tau = Q_v\left(C_{i,aval} - C_{i,amont}\right)$$ Équation 4.13

Hormis pour le système S1, les concentrations en formaldéhyde ont été systématiquement mesurées en aval des systèmes sur le banc de Tera Environnement afin de vérifier que la minéralisation des 4 COV cibles était complète. Aucune trace de production de formaldéhyde n'a en l'occurrence pu être détectée, les concentrations se situant toujours en dessous de la limite de détection de l'appareil. Ces résultats sont logiques puisqu'aucun taux d'abattement significatif des COV, et donc aucun processus d'oxydation, n'a été mis en évidence pour les systèmes.

Les mesures de production d'ozone ont elles aussi été effectuées pour les seuls systèmes qui justifient une telle mesure, à savoir le filtre électronique Expansion FE (S5), l'ioniseur AQC FI (S6), l'association de ces deux appareils (S2) et le réacteur photocatalytique du caisson BIOWIND ($S3^{(NA)}$ et $S3^{(TM)}$). Les systèmes $S3^{(NA)}$, $S3^{(TM)}$ et S6 n'ont montré aucune production d'ozone significative et ne sont donc pas considérés par la suite. En revanche, comme attendu, les systèmes S5 et S2 génèrent de l'ozone et les mesures des quantités produites ont livré des résultats surprenants (Tableau 4.5). Comme le montre la Figure 4.33, dans les conditions hygrothermiques d'été où l'humidité relative est la plus élevée, le taux de production n'apparaît pas constant mais croissant en fonction du débit (la température pourrait également jouer un rôle mais son influence directe[1] est probablement négligeable dans les conditions testées ici). Pour le système S5, la quantité d'ozone produit est ainsi doublée entre 1600 m³/h et 3600 m³/h, et le fait que la Figure 4.33 ne fasse pas apparaître une variation continue du taux de production d'ozone avec l'augmentation du débit

[1] La température intervient également de manière indirecte par l'humidité relative, puisque la pression de vapeur saturante de l'eau dépend de la température

est très probablement dû au mauvais réglage de l'humidité à Q_v = 2400 m³/h (cette dernière n'est que de 41 %, voir Tableau 4.5). Dans les conditions hygrothermiques d'hiver où l'humidité relative est plus faible, le taux de production d'ozone par le filtre électronique est en revanche globalement plus faible et semble surtout stable quel que soit le débit mis en œuvre.

Consignes	Débit (m³/h)	Température (°C)	Humidité (%)	ΔC aval / amont S5 (ppb)	ΔC aval / amont S2 (ppb)
Eté	1600	23.6	65	8.0	13.8
	2400	23.3	41	5.7	6.7
	3600	23.6	69	9.0	11.4
Hiver	1600	18.6	44	7.5	8.7
	2400	18.5	46	5.4	5.3
	3600	18.5	45	3.0	2.9

Tableau 4.5 : Conditions de mesure de la production d'ozone par les systèmes S2 et S5

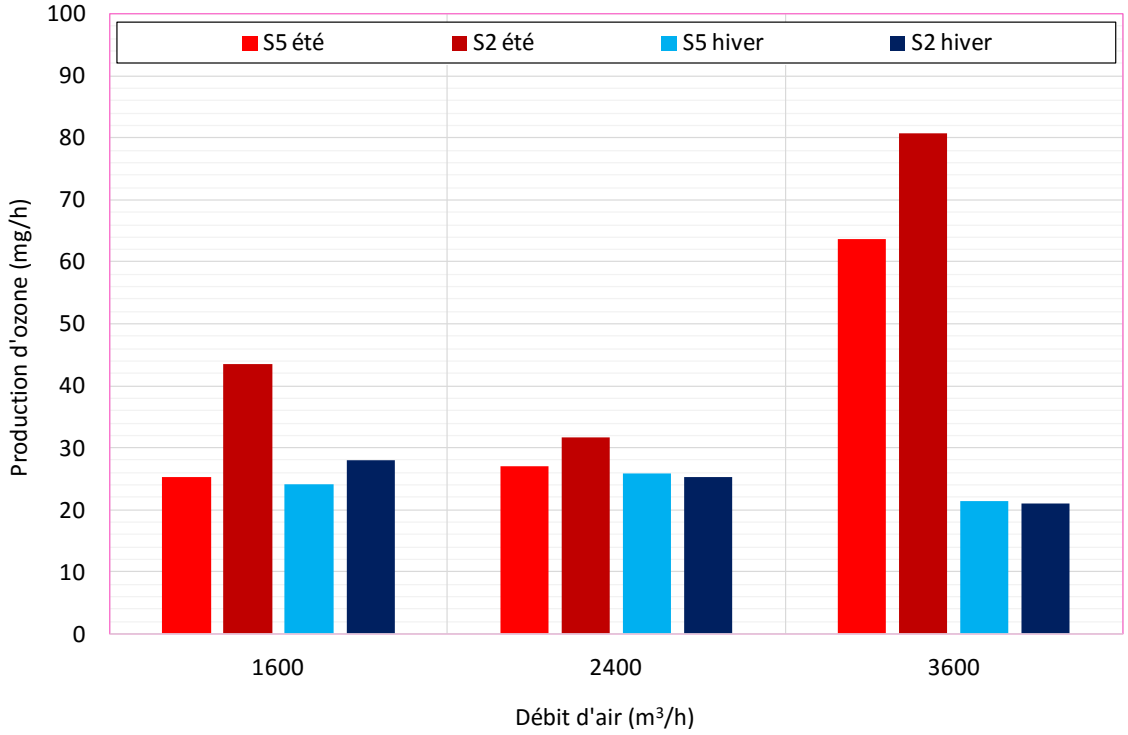


Figure 4.33 : Taux de production en ozone du filtre électronique Expansion FE seul (S5) et du filtre électronique couplé à l'ioniseur AQC FI (S2) mesuré sur le banc de Tera Environnement (Crolles)

Il est intéressant de noter à ce niveau que des mesures de production d'ozone par le système S5 en fonctionnement et à l'arrêt (concentrations enregistrées pendant 5 minutes pour chaque état de fonctionnement) ont également été réalisées sur le banc d'essai du CETIAT, avec un analyseur automatique spécifique dont le principe de mesure est la fluorescence UV (Model 49 de Thermo Electron). Les conditions hygrothermiques de l'air ne peuvent pas être régulées sur ce banc, mais les mesures aux 4 débits testés ont été effectuées successivement au cours d'une courte période, ce qui laisse supposer que la température et l'humidité étaient identiques pour toutes les mesures. Bien que se situant à des niveaux sensiblement plus faibles que ceux mesurés sur le banc de Tera Environnement, la Figure 4.34 met également en évidence une tendance à la hausse régulière de la production d'ozone quand le débit d'air augmente. Ces résultats n'ont malheureusement pas pu être davantage rapprochés de ceux mesurés sur le banc de Tera

Environnement, présentés en Figure 4.33, puisque ni la température ni l'humidité n'ont été mesurées sur le banc du CETIAT.

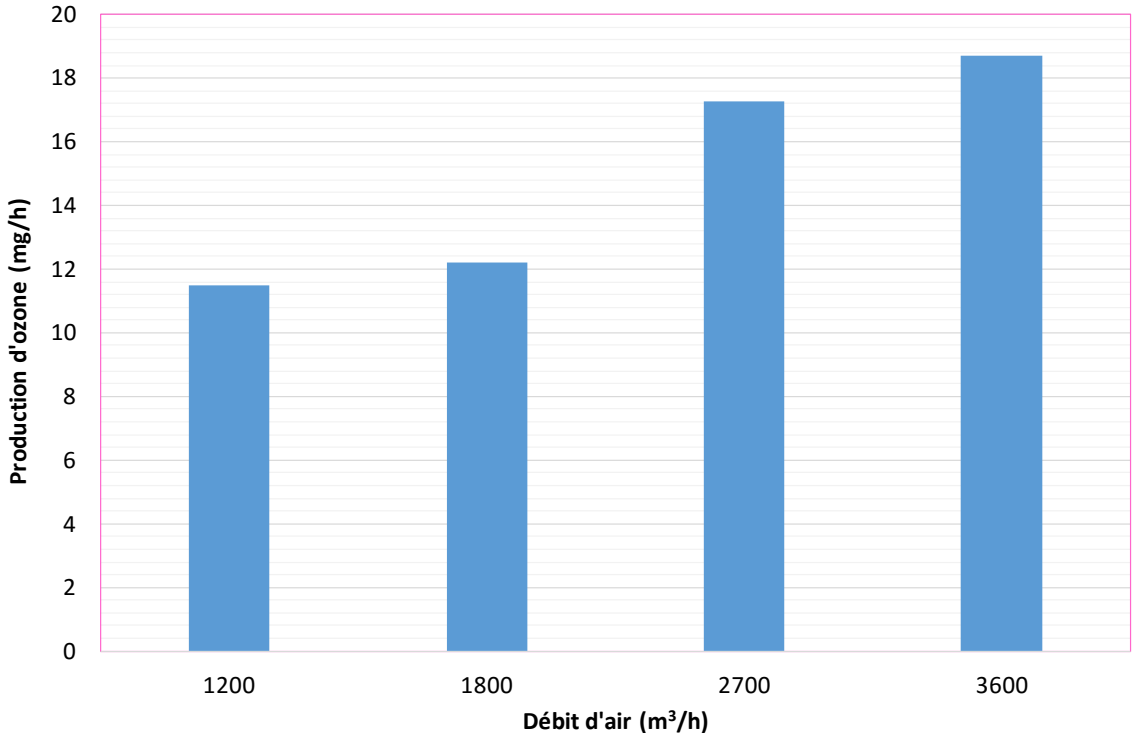


Figure 4.34 : Taux de production en ozone du filtre électronique Expansion FE seul (S5) mesuré sur le banc de Villeurbanne (conditions hygrothermiques non contrôlées)

Concernant le système S2, la Figure 4.33 montre que l'ioniseur positionné en aval du filtre électrostatique contribue à amplifier la production d'ozone dans les conditions d'été. Il s'agit bien d'un effet synergétique puisque, rappelons-le, aucune production significative d'ozone n'a pu être mesurée pour l'ioniseur seul (S6). Dans les conditions hygrothermiques d'hiver, les taux de production d'ozone par S5 et S2 sont en revanche très similaires.

4.2.3.4. Consommation énergétique des systèmes

La (sur)consommation énergétique afférente à la mise en place d'un système d'épuration à l'intérieur du réseau de ventilation d'un bâtiment est liée à deux facteurs :

- L'absorption directe d'énergie électrique par les systèmes actifs,
- La surconsommation électrique du ventilateur pour vaincre la perte de charge additionnelle du réseau.

La puissance électrique directement absorbée par les systèmes, P_a (W), a été mesurée sur le banc d'essai de Tera Environnement à l'aide d'un Wattmètre. A l'état initial (sans encrassement), elle est constante et indépendante des conditions dans lesquelles fonctionne l'appareil pour une configuration donnée (lampes allumées ou lampes éteintes par exemple).

La puissance électrique qui est absorbée par le ventilateur pour compenser la perte de charge induite par le système, P_v (W), est quant à elle donnée par la relation :

$$P_v = \frac{Q_v \, \Delta P}{\eta}$$ Équation 4.14

Où : Q_v : débit volumique d'air passant à travers le système ($m^3.s^{-1}$),

ΔP : perte de charge du système d'épuration (Pa), et

η : rendement du ventilateur (% ou -).

Le Tableau 4.6 présente les résultats obtenus pour chacune des 6 solutions testées. La perte de charge des systèmes S4 et S6 a été jugée insignifiante au regard de la configuration des systèmes qui n'occupent qu'une faible fraction de la section de passage de l'air, et n'a pas donc pas été mesurée. Pour le réacteur photocatalytique (systèmes S3$^{(NA)}$ et S3$^{(TM)}$), les pertes de charge mesurées pour un écran à chacun des débits ont été multipliées par 3 puisque le réacteur est composé de 3 écrans (la perte de charge occasionnée par les rampes de lampes a comme pour les systèmes S4 et S6 été jugée négligeable).

Un rendement de ventilateur égal à 0,5 a été fixé de manière arbitraire pour calculer P_v et permettre ainsi de mettre en relation l'énergie électrique directement absorbée par les systèmes avec l'énergie absorbée par le ventilateur pour compenser la perte de charge induite.

Les pertes de charge prises en compte pour le filtre F8 du caisson BIOWIND reconstitué sont celles d'un filtre polydièdre en fibres de verre qui a été testé au CETIAT (Tableau 4.7). Comme cela a déjà été mentionné, le filtre moléculaire est supposé être celui testé en association avec le filtre F7 pour constituer le système S1.

Les Tableaux 4.6 et 4.7 montrent que les systèmes présentent des caractéristiques énergétiques très variées :

- Pour les systèmes S4 et S6, la consommation additionnelle d'énergie est très faible et correspond uniquement à la puissance électrique qui est directement absorbée par les systèmes ;
- Au contraire, pour le système S1, la consommation d'énergie résulte uniquement des pertes de charge créées dans le réseau de ventilation. On note que la perte de charge augmente rapidement avec le débit et qu'en conséquence, la surconsommation induite du ventilateur n'est pas négligeable à Q_v = 3600 m^3/h. On peut aussi relever que la perte de charge du filtre moléculaire est similaire est celle du filtre F7 ;
- Pour le système S5, et par extension le système S2, la perte de charge est à débit d'air égal nettement plus faible que pour le système S1. En conséquence, hormis à faible débit (Q_v = 1200 m^3/h), la moindre puissance absorbée par le ventilateur compense largement la puissance électrique qui est directement absorbée par le filtre électrostatique (S5) ou les deux appareils couplés (S5 + S6 = S2) ;
- Enfin, les systèmes S3$^{(NA)}$ et S3$^{(TM)}$ sont les seuls pour lesquels P_a (puissance des lampes) est supérieure à P_v, quel que soit le débit. Il est toutefois intéressant de remarquer que si la perte de charge unitaire des écrans photocatalytiques peut apparaître faible au premier abord, surtout dans le cas des écrans à structure alvéolaire, l'assemblage des 3 écrans dans le réacteur contribue à créer une résistance à l'écoulement d'air qui n'est pas négligeable à fort débit, puisque similaire à celle du système S1 pour les écrans de type tricot métallique. Pour le caisson BIOWIND complet, la perte de charge résultant de l'association du réacteur photocatalytique avec les filtres particulaires (F8) et moléculaire fait que P_v représente de 20 à 30 % de la puissance électrique totale absorbée à Q_v = 3600 m^3/h (Tableau 4.7).

	S1 Filtres particulaire et moléculaire	S2 Couplage électrofiltre / ioniseur plasma	S3(NA) Photocatalyseur seul (NA)	S3(TM) Photocatalyseur seul (TM)	S4 Catalyseur UV / Plasma	S5 Electrofiltre	S6 Ioniseur plasma
Puissance absorbée P_a (W)	0	24	1520		20	15	9
Perte de charge ΔP (Pa)	(*)						
Q_v = 1200 m³/h	14 + 12 = 26	7	1.8(*)	17.4(**)	négligeable	7	négligeable
Q_v = 1800 m³/h	25 + 24 = 49	15	5.1	40.2		15	
Q_v = 2700 m³/h	46 + 49 = 95	31	8.7(*)	87.6(**)		31	
Q_v = 3600 m³/h	72 + 83 = 155	52	14.4	136.2		52	
Puissance absorbée par le ventilateur P_v (W) pour η = 0.5							
Q_v = 1200 m³/h	17	5	1	12	négligeable	5	négligeable
Q_v = 1800 m³/h	49	15	5	40		15	
Q_v = 2700 m³/h	142	46	13	131		46	
Q_v = 3600 m³/h	310	104	29	272		104	
Consommation totale d'énergie pour $\eta = 0.5$: P_{tot} (W) = $P_a + P_v$							
Q_v = 1200 m³/h	17	29	1521	1532	20	20	9
Q_v = 1800 m³/h	49	39	1525	1560	20	30	9
Q_v = 2700 m³/h	142	70	1533	1651	20	61	9
Q_v = 3600 m³/h	310	128	1549	1792	20	119	9

(*) Les valeurs additionnées correspondent respectivement à la perte de charge engendrée par le filtre particulaire et le filtre moléculaire, la somme des deux correspondant à la perte de charge engendrée par les deux filtres positionnés en série

(**) Non mesuré - Calculé par interpolation quadratique ($\Delta P = a\, Q_v^2$) à partir des mesures à 1800 et 3600 m³/h

Tableau 4.6 : Paramètres énergétiques mesurés

	Filtre particulaire F8	Filtre moléculaire *City Sorb-F* CAMFIL seul	S3.C(NA) : Caisson BIOWIND complet reconstitué (NA)	S3.C(TM) : Caisson BIOWIND complet reconstitué (TM)
Puissance absorbée P_a (W)	0	0	1520	1520
Perte de charge ΔP (Pa)				
Q_v = 1200 m³/h	12(*)	12	25.8	41.4
Q_v = 1600 m³/h	20(*)	17(*)	40.0	64.0
Q_v = 1800 m³/h	26(*)	24	55.1	90.2
Q_v = 2400 m³/h	46(*)	37(*)	89.6	143.6
Q_v = 2700 m³/h	58(*)	49	115.7	194.6
Q_v = 3600 m³/h	104(*)	83	201.4	323.2
Puissance absorbée par le ventilateur P_v (W) pour η = 0.5				
Q_v = 1200 m³/h	8	8	17	28
Q_v = 1600 m³/h	18	15	36	57
Q_v = 1800 m³/h	26	24	55	90
Q_v = 2400 m³/h	61	49	119	191
Q_v = 2700 m³/h	87	74	174	292
Q_v = 3600 m³/h	208	166	403	646
Consommation totale d'énergie pour η = 0.5 : P_{tot} (W) = P_a + P_v				
Q_v = 1200 m³/h	8	8	1537	1548
Q_v = 1600 m³/h	18	15	1556	1577
Q_v = 1800 m³/h	26	24	1575	1610
Q_v = 2400 m³/h	61	49	1639	1711
Q_v = 2700 m³/h	87	74	1694	1812
Q_v = 3600 m³/h	208	166	1923	2166

Tableau 4.7 : Paramètres énergétiques reconstitués pour le caisson BIOWIND complet (solutions S3.C(NA) et S3.C(TM))

Chapitre 5

Simulation numérique des systèmes d'épuration intégrés au bâtiment

Après avoir caractérisé les systèmes d'épuration en termes d'efficacité intrinsèque, d'impact potentiel sur la qualité de l'air intérieur via le calcul du débit d'air épuré, et de consommations énergétiques à consentir en fonction des conditions de fonctionnement testées, ce chapitre vise à caractériser l'impact sanitaire et énergétique réel des systèmes à partir de simulations dynamiques des systèmes intégrés à un bâtiment représentatif d'un bâtiment de bureaux contemporain. Cette ultime étape de l'étude apparaît encore plus indispensable à la lumière des résultats expérimentaux : l'influence démontrée du débit et des conditions de l'air (température, hygrométrie, concentrations en polluants) sur l'efficacité d'abattement des systèmes, et accessoirement sur le taux de production en ozone par le filtre électronique, met en effet en évidence une double exigence pour juger objectivement de l'intérêt des systèmes d'épuration CVC :

- D'une part, il faut raisonner sur une échelle de temps qui intègre une distribution représentative de la variabilité de chacun des paramètres d'influence ;
- Et d'autre part, il faut considérer les couplages entre ambiances intérieures et système de ventilation / conditionnement d'air, puisque les performances de l'épurateur influent sur les conditions d'ambiance, qui déterminent elles-mêmes les conditions de l'air à l'entrée de l'épurateur et donc ses performances.

L'utilisation de la simulation numérique présente par ailleurs deux avantages majeurs :

- Elle permet d'exprimer l'impact de la mise en place d'un système d'épuration en termes de réduction des expositions chroniques et aigues aux polluants primaires, ou d'augmentation de l'exposition des occupants aux polluants secondaires générés par les systèmes (ozone dans le cas présent). La simulation permet donc d'exprimer les grandeurs qui permettent d'apprécier les effets de la qualité de l'air sur la santé ;
- Elle permet de juger, à moindre coût, de l'impact sanitaire et énergétique des systèmes installés dans des bâtiments soumis à des sollicitations climatiques et environnementales diverses, puis de qualifier leur niveau de performance par référence à d'autres solutions de contrôle de la qualité de l'air intérieur, comme par exemple la ventilation.

Ce chapitre présente les moyens, les hypothèses et les méthodes qui ont été mises en œuvre pour atteindre ces objectifs, ainsi bien sûr qu'une analyse critique des résultats de simulation. Seuls les trois systèmes ayant démontré une efficacité tangible ont été considérés pour cette ultime phase de l'étude. Il s'agit de l'ensemble de filtres particulaire (F7) et moléculaire CAMFIL (S1), du filtre électronique à particules (S5), et du caisson BIOWIND complet avec écrans photocatalytiques de type nid d'abeille (S3.C$^{(NA)}$).

5.1. Bâtiment simulé

Le bâtiment que nous avons choisi de simuler est un bâtiment de bureaux. Il a été défini avec l'aide du groupe de travail d'EDF spécialisé dans l'énergétique des bâtiments tertiaires sur un critère de représentativité des bâtiments neufs de cette catégorie.

5.1.1. Architecture du bâtiment

Le bâtiment de bureaux comprend plusieurs types de locaux : des bureaux – ici tous considérés comme des bureaux cloisonnés – des salles de réunions, des sanitaires et une circulation (qui comprend l'entrée et les escaliers). Un étage courant (ni rez-de-chaussée, ni dernier étage) de ce bâtiment est représenté à la Figure 5.1. Cet étage de 525 m² a été défini sur la base de géométries simples, les surfaces des différentes zones n'étant pas imbriquées les unes dans les autres.

La composition des différentes parois permet d'atteindre le niveau de performance d'un Bâtiment Basse Consommation (Annexe B). Les matériaux de construction de surface qui sont en contact avec l'air ambiant, et impactent donc la qualité de l'air via les phénomènes de dépôt, d'émission ou de sorption, sont le plâtre peint pour les parois verticales et les plafonds, un revêtement plastique pour le sol, des portes en bois peint et des parois vitrées. Les interactions entre polluants et matériaux de surface dépendent de la nature des polluants étudiés (cf. partie 2.2.2). Pour les particules (modèle de dépôt / remise en suspension), trop peu de données étant disponibles dans la littérature, les valeurs des paramètres n'ont pu être distinguées par matériau. Les valeurs des vitesses de dépôt sont calculées dans les modèles en fonction du diamètre des particules (modèle de LAI et NAZAROFF [2000]). La vitesse de remise en suspension a été fixées, selon les ordres de grandeur bibliographique, à 10^{-9} m.s^{-1} (il est prévu dans les modèles de distinguer cette valeur par matériau et par taille de particules pour des prochaines études, si les données sont disponibles. En ce qui concerne les polluants inorganiques (modèle de réactivité de surface), ici l'ozone, les valeurs des paramètres ont été distinguées par matériau et fixées à partir des travaux de NICOLAS [2006]. Elles sont synthétisées dans le Tableau 5.1.

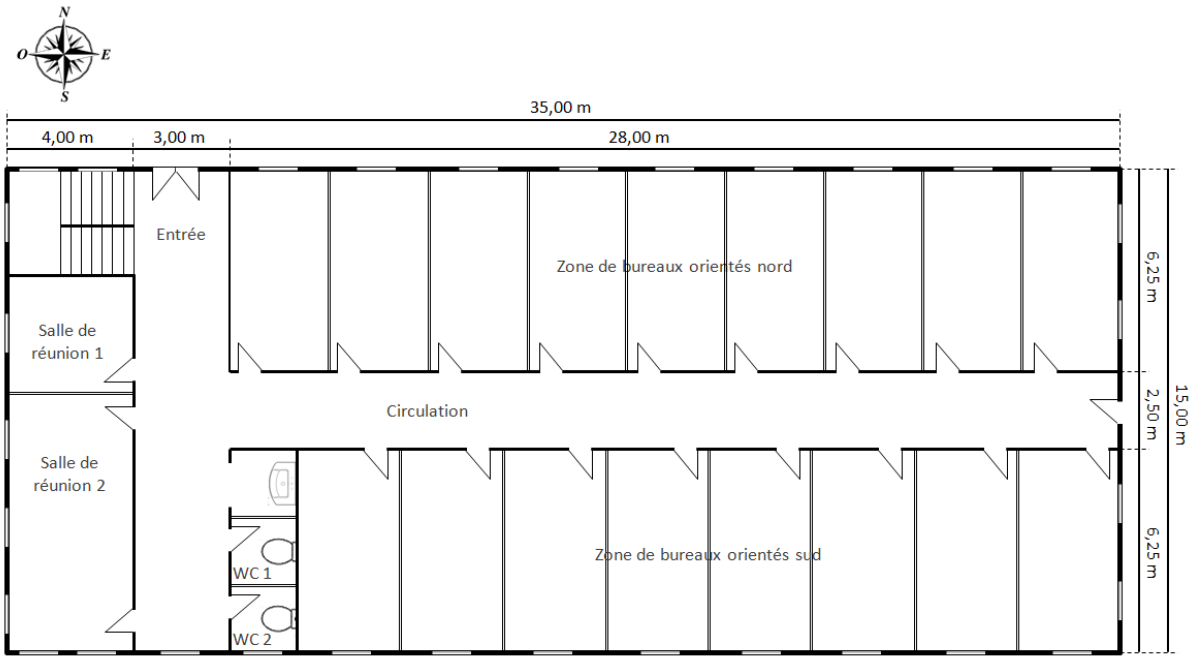


Figure 5.1 : Plan d'un étage courant du bâtiment simulé

Matériaux	Ozone
Sol plastique	v_d = 2,5.10^{-4} m.s^{-1}
Plâtre	v_d = 7,3.10^{-4} m.s^{-1}
Bois peint (portes)	v_d = 3,0.10^{-5} m.s^{-1}
Verre	v_d = 3,0.10^{-5} m.s^{-1}

Tableau 5.1 : Vitesses de dépôt paramétrées dans les modèles de ThermoAéroQAI pour représenter les phénomènes de réactivité de surface de l'ozone

En ce qui concerne les polluants gazeux organiques, le choix du modèle k_a / k_d impose qu'un matériau ne peut pas être à la fois émetteur et avoir un comportement de sorption vis-à-vis d'un même polluant. La règle suivante a donc été fixée : un matériau est soit émetteur net, soit a un comportement de sorption. Le sol plastique et le bois peint sont considérés comme émetteur net pour le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le toluène et l'acétone. Les émissions de polluants dues à ces matériaux de construction ont été déterminées à partir de la moyenne des taux d'émission recensés parmi les données bibliographiques de la base de données *BUMA* (*BUilding MAterial emissions*). Les taux d'émission moyens pris en compte dans nos travaux sont synthétisés dans le Tableau 5.2. Le plâtre peint a lui été représenté avec son comportement de sorption. Les coefficients k_a et k_d utilisés sont ceux déterminés expérimentalement dans la partie 4.1. Quant au verre, il est considéré inerte vis-à-vis des polluants gazeux organiques.

Matériaux	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Toluène	Acétone
Sol plastique	34,5 µg/h/m²	8,8 µg/h/m²	21,2 µg/h/m²	367,7 µg/h/m²
Bois peint (portes)	81,0 µg/h/m²	14,3 µg/h/m²	2,0 µg/h/m²	79,2 µg/h/m²

Tableau 5.2 : Taux d'émission de polluants liés aux matériaux de construction

5.1.2. Usages du bâtiment

Dans les bâtiments de bureaux neufs, il est courant d'attribuer 10 m² de bureau cloisonné par personne. Les surfaces des zones des Bureaux orientés nord (ZBN) et sud (ZBS) étant respectivement égales à 175,00 m² et 161,25 m², nous considèrerons une occupation par 18 personnes dans la ZBN et par 16 personnes dans la ZBS, soit deux personnes par bureau. Le renouvellement d'air hygiénique minimum règlementaire étant de 25 m³/h/personne en période d'occupation, le débit d'air neuf est ainsi fixé à 450 m³/h pour la ZBN et 400 m³/h pour la ZBS. En ce qui concerne la ventilation des zones de circulation et de sanitaires, la norme impose un débit hygiénique minimum de 15 m³/h par WC. Deux entrées d'air autoréglables M15 assurant un débit de 15 m³/h au niveau des deux portes liant la circulation et l'extérieur, et une extraction de 30 m³/h au niveau des sanitaires ont été considérées. Quant à la zone salles de réunion (SdR), elle est ventilée à un débit de 660 m³/h suite à un calcul prenant comme donnée 1 personne pour 2 m², une surface totale de 44 m² et et un débit de 30 m³/h/personne.

Les horaires de présence des occupants ont été arbitrairement fixés de 8h à 20h les jours ouvrables, hors jours fériés, l'année type considérée commençant un lundi. Divers scénarios sont associés à cette plage d'occupation :

- Les horaires de chauffage et de climatisation dont les températures de consigne sont fixés dans le Tableau 5.3.

Température de consigne	Chaud	Froid
Normal	19 °C	26 °C
Arrêt moins de 48 h	16 °C	30 °C
Arrêt plus de 48 h	7 °C	30 °C

Tableau 5.3 : Températures de consignes de chauffage et de climatisation par périodes : « normal » = période d'occupation, « arrêt moins de 48h » et « arrêt plus de 48h »

- Les horaires d'éclairage : ce poste a un fonctionnement binaire, 1 = tout est allumé, en période d'occupation, 0 = tout est éteint, tout le reste du temps.
- Les horaires de ventilation : en période d'occupation, le débit de renouvellement d'air de chaque zone est égal au débit minimum règlementaire ; le reste du temps, le débit de renouvellement d'air a été arbitrairement fixé à 10 % du débit règlementaire.
- Les scénarios d'émission des équipements : un ordinateur fixe et un téléphone fixe sont attribués à chaque personne. Une imprimante laser et un ordinateur portable sont disposés dans chaque bureau. Enfin, un photocopieur est installé par zone. Les taux d'émission de chacun de ces équipements sont recensés dans le Tableau 5.4 (en µg/h/unité). Lorsque les locaux sont inoccupés, les taux d'émission sont nuls. En période d'occupation, le taux d'émission est noté T_{normal}. Pour certains équipements, les taux d'émission sont différents en valeur de veille. Dans ce cas, ces valeurs sont indiquées dans le tableau et sont appliquées entre 12h et 14h.

Equipements	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Acétone	Toluène	Ozone	Particules
Imprimante laser				T_{veille} = 4,7.10^{-2} T_{normal} = 2,5 [MADDALENA, 2011]		[0,2 ;0,3] µm T_{veille} = 0 T_{normal} = 6,2 [GEHIN, 2008]
Ordinateur portable				T_{veille} = 1,8.10^{-3} T_{normal} = 6,7.10^{-3} [MADDALENA, 2011]	T_{normal} = 0,9 [BLACK, 1999]	
Photocopieur	T_{veille} = 0 T_{normal} = 91,8 [DESTAILLATS, 2008]	T_{veille} = 0 T_{normal} = 39,3 [DESTAILLATS, 2008]	T_{veille} = 0 T_{normal} = 65,0 [DESTAILLATS, 2008]	T_{veille} = 0 T_{normal} = 38,2 [DESTAILLATS, 2008]	T_{veille} = 0 T_{normal} = 155,7 [DESTAILLATS, 2008]	
Téléphone fixe				T_{veille} = 0 T_{normal} = 0,2 [GRAMONT, 2009]		
Ordinateur fixe	T_{normal} = 4,3.10^{-1} [MADDALENA, 2011]	T_{normal} = 6,7.10^{-2} [MADDALENA, 2011]			T_{normal} = 0,9 [BLACK, 1999]	

Tableau 5.4 : Taux d'émission [µg/h/unité] des équipements recensés dans les bureaux

- Les scénarios d'émission liés aux êtres humains : le seul polluant cible concerné est *Staphylococcus Epidermidis* (les émissions de CO_2 sont également représentées dans les modèles mais n'ont pas été prises en compte dans le cadre de l'étude). Le taux d'émission a été déterminé à partir des travaux de PARAT et al. [1999]. Il a été fixé à 2800 UFC/h/personne.

Concernant le mobilier, seul le bureau en bois et métal attribué à chaque personne est considéré comme étant émissif. Les taux d'émission en polluants cibles, considérés comme constants dans le temps, sont présentés dans le Tableau 5.5. Ils ont été déterminés à partir de la moyenne des taux d'émission recensés parmi les données bibliographiques de la base de données *BUMA* (*BUilding MAterial emissions*).

Matériaux	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Toluène	Acétone
Meubles en bois	171,6 µg/h/m²	41,1 µg/h/m²	12,0 µg/h/m²	127,6 µg/h/m²

Tableau 5.5 : Taux d'émission de polluants liés au mobilier

Pour les calculs des bilans thermiques du bâtiment, la chaleur moyenne dégagée par un occupant a été prise égale à 90 W/personne et la chaleur moyenne dégagée par l'ensemble des appareils électriques à 16 W/m².

5.1.3. Climats et pollutions atmosphériques locales

Le bâtiment précédemment défini a été simulé dans deux types de climat : Ile de France et Provence. Pour chaque climat, deux types de pollution atmosphérique locale ont été considérées : Urbain dense et Périphérie. Les données météorologiques utilisées sont issues de la base de données Météonorm et correspondent à une année type à Trappes pour le climat Ile de France, et à une année type à Marseille pour le climat Provence. Pour la définition de scénarios de pollution extérieure au pas horaires, deux sources ont été utilisées : les données horaires brutes provenant des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) pour les polluants gazeux et les particules, et les données horaires brutes provenant du Réseau National de Surveillance Aérobiologique (RNSA) pour les microorganismes. Le Tableau 5.6 résume quelques informations sur ces données (lieu et année de mesures, source, concentration moyenne annuelle C_{moy}, concentration maximale annuelle C_{max} et écart-type annuel σ. Les Figures 5.2 à 5.5 illustrent la variabilité qui peut être observée par la représentation de l'évolution temporelle de la concentration extérieure en toluène, ozone, PM10 et *Aspergillus Niger* en Ile de France Urbain dense.

Polluants	Ile de France		Provence	
	Urbain dense *Réf. 1 (sauf Aspergillus Niger, Ref. 5)*	Périphérie *Réf. 2*	Urbain dense *Réf. 3*	Périphérie *Réf. 4*
Toluène	C_{moy}=4,9 µg/m^3 C_{max}=73,4 µg/m^3 σ = 3,5 µg/m^3		C_{moy}=3,1 µg/m^3 C_{max}=5,3 µg/m^3 σ = 0,9 µg/m^3	
Heptane	C_{moy}=0,7 µg/m^3 C_{max}=4,4 µg/m^3 σ = 0,4 µg/m^3			
Ozone	C_{moy}=37,2 µg/m^3 C_{max}=184 µg/m^3 σ = 28,2 µg/m^3	C_{moy}=49,7 µg/m^3 C_{max}=177,0 µg/m^3 σ = 27,9 µg/m^3	C_{moy}=53,6 µg/m^3 C_{max}=210,0 µg/m^3 σ = 31,2 µg/m^3	C_{moy}=82,7 µg/m^3 C_{max}=201,0 µg/m^3 σ = 25,4 µg/m^3
PM10	C_{moy}=29,0 µg/m^3 C_{max}=181,6 µg/m^3 σ = 16,6 µg/m^3	C_{moy}=14,7 µg/m^3 C_{max}=105,0 µg/m^3 σ = 10,4 µg/m^3	C_{moy}=26,9 µg/m^3 C_{max}=140 µg/m^3 σ = 14,2 µg/m^3	
PM2,5	C_{moy}=25,8 µg/m^3 C_{max}=166,2 µg/m^3 σ = 13,1 µg/m^3		C_{moy}=14,1 µg/m^3 C_{max}=127,0 µg/m^3 σ = 10,1 µg/m^3	
Aspergilus Niger	C_{moy}=4,98 UFC/m^3 C_{max}=99,2 UFC/m^3 σ = 2,0 µg/m^3			

Réf. 1 : Châtelet les Halles, 2009 [AirParif] ; Réf. 2 : Fontainebleau, 2012 [AirParif] ; Réf. 3 : Marseille Cinq Avenues, 2013 [AirPaca] ; Réf. 4 : Observatoire de Haute Provence, 2013 [AirPaca] ; Réf. 5 : Saint-Quentin-En-Yvelines, 2014 [RNSA]

Tableau 5.6 : Informations sur les données ayant servies pour la construction des scénarios de pollution extérieure

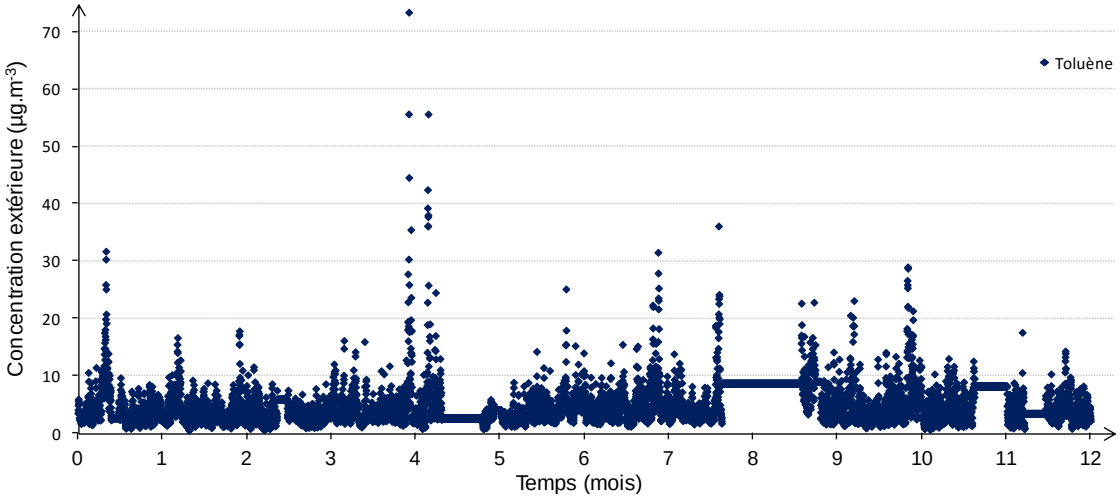


Figure 5.2 : Évolution de la concentration extérieure en toluène sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (75,7 % des données mesurées, 24,3 % des données manquantes, comblées)

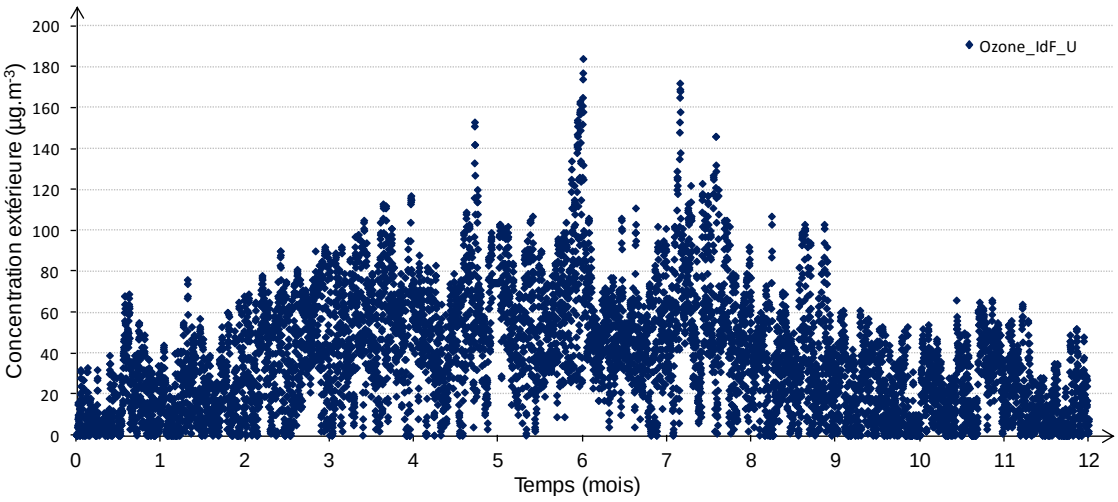


Figure 5.3 : Évolution de la concentration extérieure en ozone sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (95,3 % des données mesurées, 4,7 % des données manquantes, comblées)

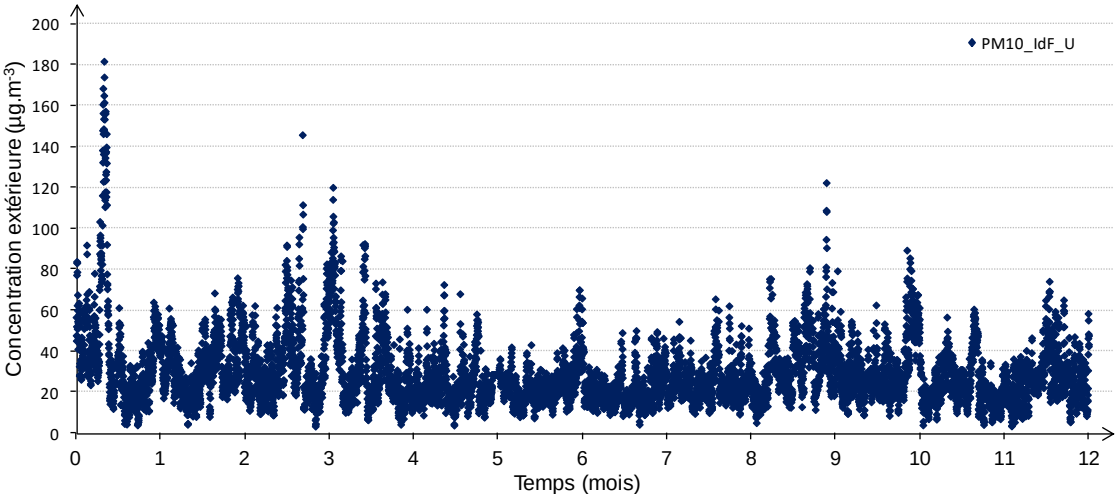


Figure 5.4 : Évolution de la concentration extérieure en particules PM10 sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (96,2 % des données mesurées, 3,8 % des données manquantes, comblées)

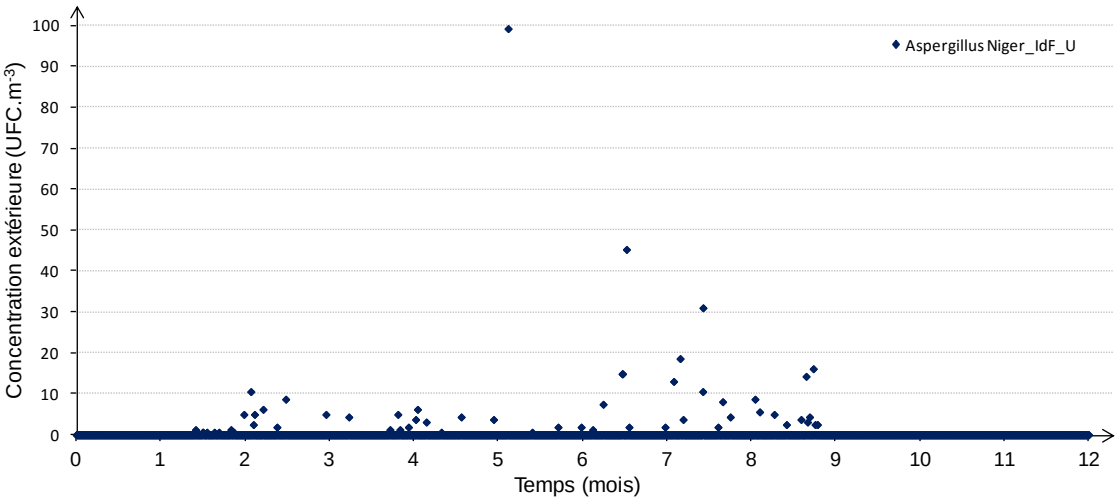


Figure 5.5 : Évolution de la concentration extérieure en Aspergillus Niger sur l'année type considérée pour le site Ile de France Urbain dense (100 % des données mesurées)

Les charges thermiques de l'étage courant ont été calculées sur la base de deux hypothèses :

1- Il n'y a pas d'apport ni de déperditions entre les étages,

2- Il y a un écart de 3°C entre les zones bureaux / salle de réunion et la zone circulation, ce qui génère une déperdition permanente considérée comme un puits de chaleur pour la zone.

Ces bilans sont nécessaires au dimensionnement des réseaux CVC (Chauffage, Ventilation et Conditionnement d'air).

5.1.4. Réseaux CVC

Chaque zone – Bureaux orientés nord, Bureaux orientés sud, Salles de réunion – est indépendante aérauliquement. Comme illustré à la Figure 5.6, le réseau aéraulique d'une zone est composé d'un filtre G4 en entrée, une centrale de traitement thermique de l'air (représentée par une batterie chaude et une batterie froide), un ventilateur d'extraction de l'air pour le renouvellement d'air hygiénique, et une boucle de recyclage comprenant un ventilateur et le système d'épuration à tester, s'il y en a un.

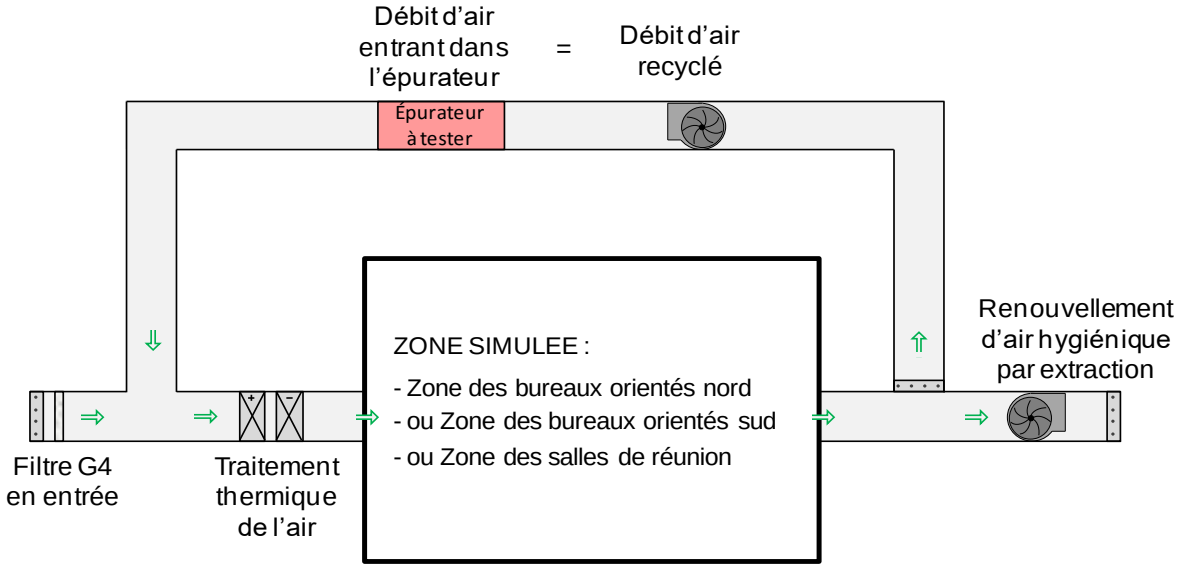


Figure 5.6 : Réseaux CVC d'une zone d'étage courant du bâtiment de bureaux défini

Dans chaque zone, les réseaux de soufflage et de reprise d'air ont été dimensionnés pour pouvoir calculer leur perte de charge maximale et ainsi déterminer les caractéristiques des ventilateurs. Les ventilateurs ont ensuite été choisis dans le catalogue France Air. Les solutions d'épuration ont été testées selon deux modes de fonctionnement distincts : un **fonctionnement en continu** où le ventilateur de la boucle de recyclage est allumé 24h/24h et 7j/7j, et un **fonctionnement intermittent**, qui correspond au cas de référence, où le ventilateur de la boucle de recyclage ne fonctionne qu'en période d'occupation. La Figure 5.7 illustre la superposition des scénarios de ventilation et d'épuration sur une semaine normale, sans jour férié.

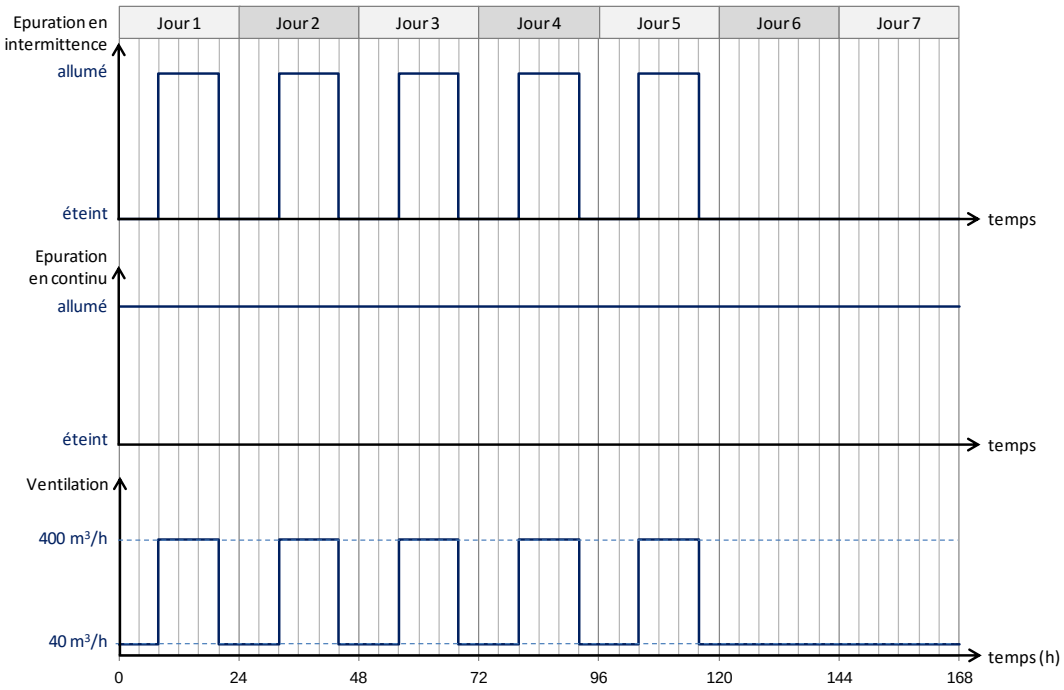


Figure 5.7 : Scénarios de ventilation et d'épuration selon deux modes de fonctionnement de l'épuration : en continu et intermittent (exemple de la zone de bureaux orientés sud)

5.1.5. Représentation sous Dymola

L'étage courant du bâtiment type choisi pour l'étude, illustré en Figure 5.1, a été représenté en cinq zones sur la plateforme de modélisation Dymola. Afin de limiter les temps de calcul tout en préservant l'objectif prioritaire des simulations, l'analyse de la QAI en immeuble de bureaux, trois zones ont été représentées à l'aide des modèles de thermo-aéro-QAI : les zones bureaux orientés nord et orientés sud, et la zone salles de réunions. Les zones circulation et sanitaires ont été représentées en thermique pure.

La Figure 5.8 représente l'assemblage des cinq zones. De nombreuses connections ont volontairement été cachées afin de rendre la figure plus lisible. Les connections affichées sont celles de la zone bureaux orientés nord, et les connections entre zones. Chaque visualisation d'une zone est constituée de la même manière :

- Un port au centre qui représente les caractéristiques de l'air ambiant
    - Un port thermo-aéro-QAI pour les zones de bureaux et salles de réunion, qui donne les pressions partielles de chaque polluant gazeux, les concentrations en nombre de chaque polluant particulaire (inerte et microorganisme) et la température, toutes ces grandeurs étant considérées homogènes dans une même zone ;
    - Un port thermique pure pour les zones circulation et sanitaires, qui donne uniquement la température, également considérée comme homogène dans une zone.
- Un ensemble de trois entrées qui va permettre de relier la zone aux conditions limites de l'environnement extérieur considéré. Les informations transmises sont la température de ciel, la température extérieure, les caractéristiques de pollution atmosphérique locale, et les données caractéristiques des flux solaires.

- Une entrée isolée qui transmet le scénario d'occupation en format binaire (1 ou 0). Le nombre de personnes est ensuite calculé à l'intérieur des zones par un coefficient multiplicateur propre à chaque zone.
- Un port en thermique pure isolé

qui va permettre de lier les surfaces extérieures à la zone des planchers haut et bas aux températures des étages inférieur et supérieur. Ces deux derniers sont considérés identiques à l'étage courant et les températures ambiantes y sont égales, à tout instant, aux températures de consigne.
- Un deuxième port en thermique pure isolé associé au nom d'une autre zone,

par exemple. Il permet de relier les zones entre elles. Le nom associé au port est le nom de la zone auquel il doit être relié (dans notre étude, les zones thermo-aéro-QAI ne sont pas reliées directement entre elles ; tous les ports de liaison entre zone sont donc des ports en thermique pure). Évidemment, les parois séparant deux zones ne sont représentées qu'une seule fois (c'est-à-dire dans une seule des deux zones).

Les zones modélisées en thermo-aéro-QAI ont deux entrées supplémentaires qui permettent de transmettre l'heure et le jour de l'année à chaque instant.

Le module ChoixEtude situé en bas de la figure permet de sélectionner les polluants étudiés via l'écran de choix illustré en Figure 5.9.

Le module situé en haut à droite de la figure a été développé uniquement pour faciliter l'exploitation des données. Il récupère uniquement les informations concernant les caractéristiques de l'ambiance de chacune des zones : température et concentrations de chacun des polluants sélectionnés.

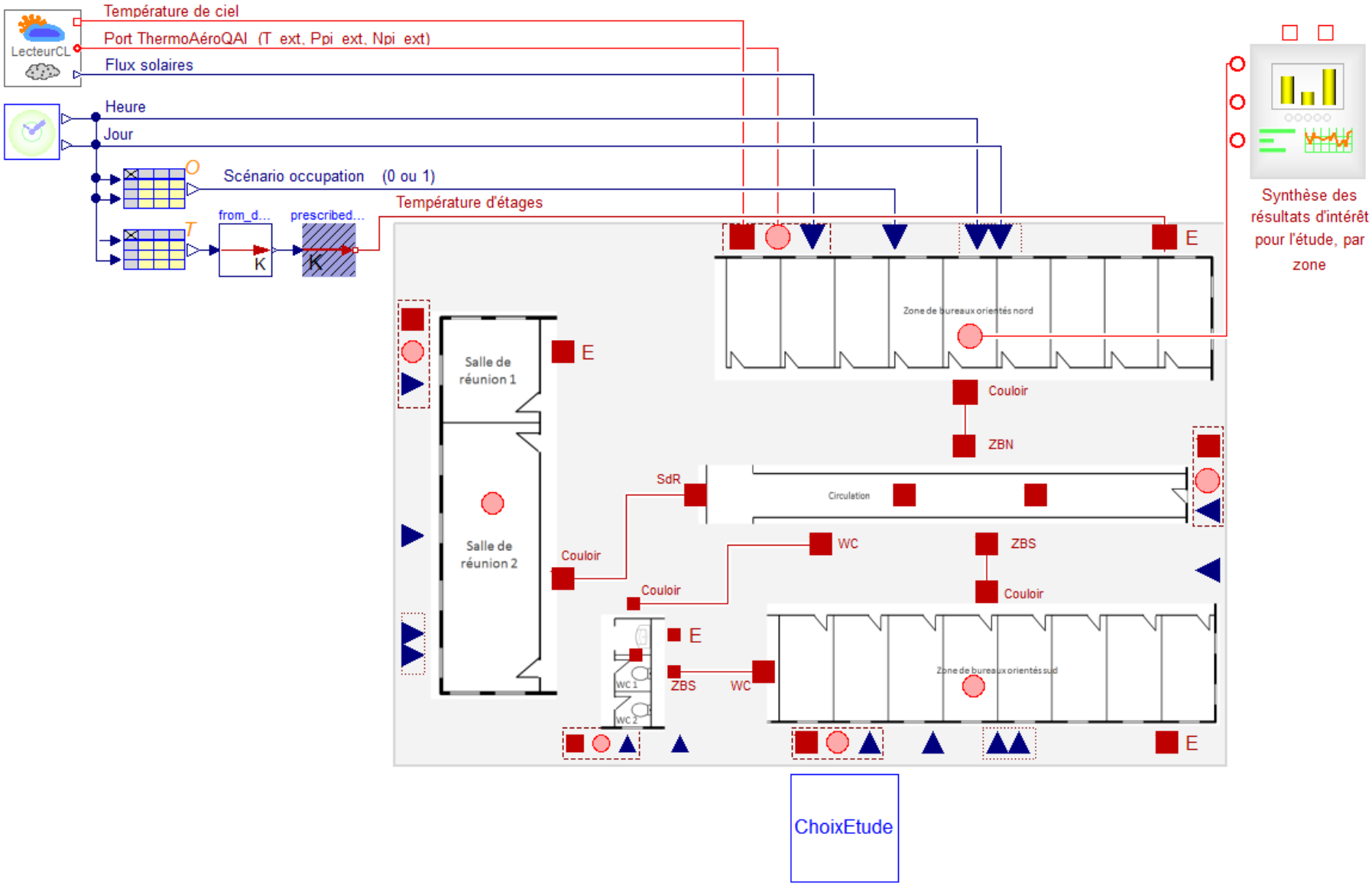


Figure 5.8 : Assemblage du bâtiment simulé sur la plateforme Dymola (seules les connections de la ZBN et des zones entre elles ont été conservées)

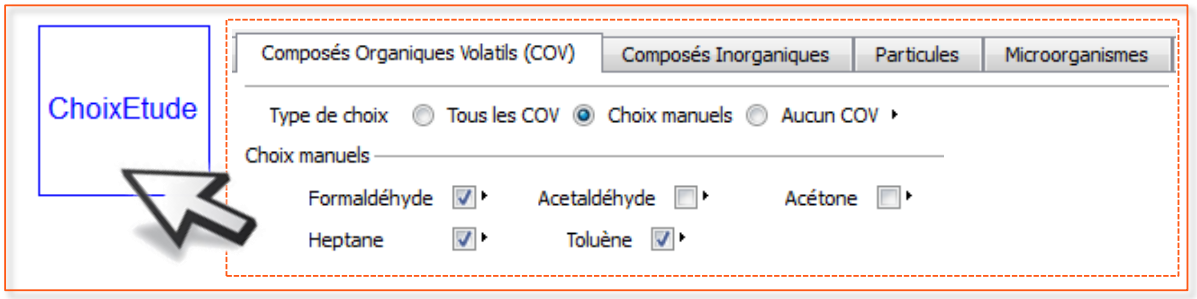


Figure 5.9 : Écran de sélection des polluants ; ici, les Composés Organiques Volatils de l'étude

La Figure 5.10 représente l'assemblage détaillé d'une zone, ici la zone des bureaux orientés au sud. L'élément central est le volume d'air. On repère sur la gauche de la figure tous les ports et entrées évoqués précédemment pour relier la zone à des éléments extérieurs. De haut en bas :

- Le port qui permet de relier la zone étudiée aux étages courants inférieurs et supérieurs. Les modèles de plafond et de sol sont reliés d'un côté à ce port, de l'autre, au volume d'air.
- L'ensemble de trois entrées caractérisant les conditions environnementales extérieures. Les parois opaques et vitrées, une de chaque par orientation (est et sud pour cette zone), les ponts thermiques, et les infiltrations sont reliées d'un côté à l'extérieur, de l'autre côté, à l'ambiance. Des modèles sont présents entre l'entrée qui caractérise les flux solaires et les parois concernées ; il s'agit des modules qui convertissent les données solaires en flux en fonction de l'azimut et de l'inclinaison des parois (ici, toutes les parois concernées sont verticales car l'étage considéré est un étage courant). Les modèles d'entrée d'air et d'extraction à débit imposé sont également reliés à ces entrées. Un paragraphe y est consacré plus loin.
- Le port isolé qui caractérise l'ambiance, ici un port thermo-aéro-QAI. Il est directement relié au volume d'air.
- Les deux entrées combinées qui transmettent à chaque instant l'heure et le jour de l'année. Elles sont ici reliées aux caractéristiques d'apports de chaleur dus aux occupants, à l'éclairage, et aux autres systèmes présents dans un bâtiment de bureaux. Un module de conversion de ces données en flux est directement relié au volume d'air.
- L'entrée isolée qui fournit le scénario d'occupation de la zone. Il est directement relié au modèle d'extraction à débit imposé.

Le module ChoixEtude est aussi présent dans cet assemblage. Il est nécessaire pour transmettre la composition de l'air. En revanche, le choix ne s'effectue qu'une seule fois dans l'assemblage complet du bâtiment. Dans l'assemblage de la zone, il est défini en tant que paramètre et est relié par la suite à celui présent dans l'assemblage du bâtiment.

Parmi les modèles restants, le modèle de sources intérieures transmet les scénarios d'émissions pour chacun des polluants. Il est directement relié au volume d'air. Les modèles représentant les surfaces de cloisons intérieures et de meubles sont reliés de part et d'autre à l'ambiance. Les portes et autres cloisons sont reliées aux deux ambiances qu'elles séparent. Ici, les zones couloir et sanitaires sont concernées.

Trois ensembles de modèles ont été surlignés de couleurs différentes : le renouvellement d'air neuf en vert, la boucle de recyclage en jaune, et le système de chauffage et refroidissement en rose.

Le renouvellement d'air neuf est constitué de deux modèles : l'entrée d'air qui est représentée par un modèle de filtre G4 ; et l'extraction qui est représentée par un modèle de débit imposé en fonction de l'occupation. Ces deux modèles sont reliés d'un côté à l'extérieur, de l'autre au volume d'air.

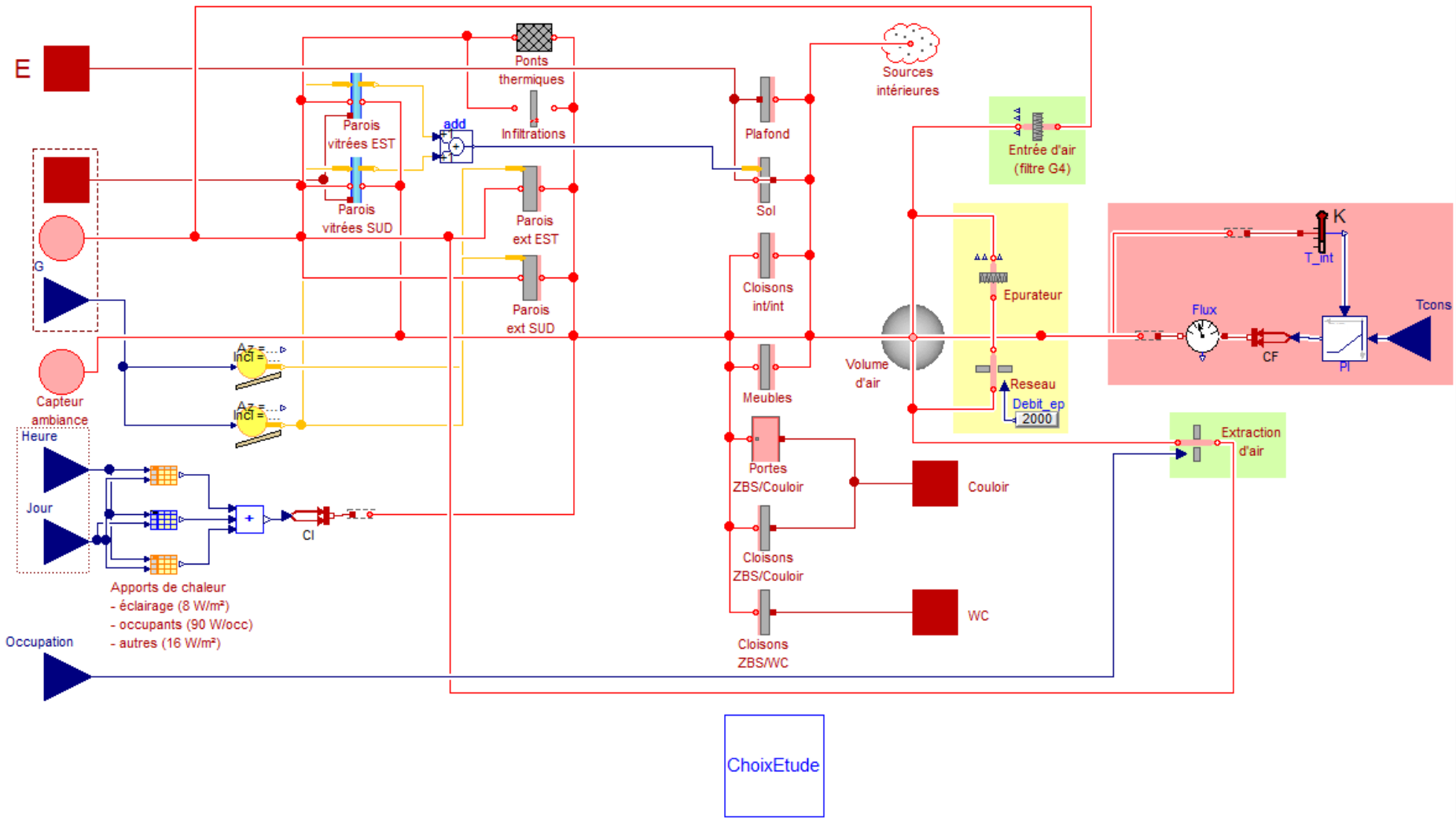
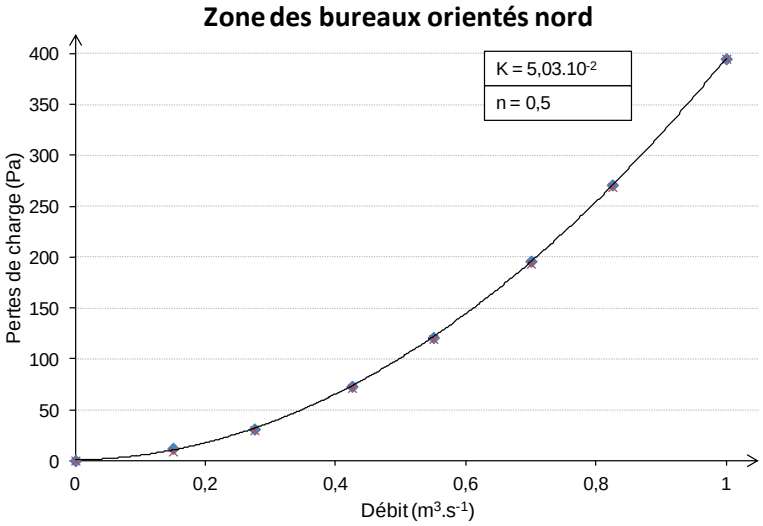
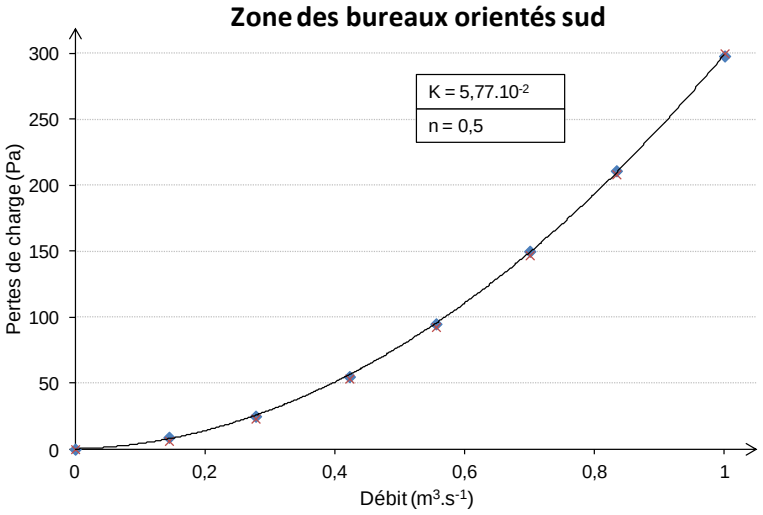


Figure 5.10 : Assemblage de la zone de bureaux orientés sud sur la plateforme Dymola

La boucle de recyclage est constituée d'un élément de réseau et d'un épurateur (uniquement dans les cas où l'intégration d'une solution d'épuration est testée). L'élément de réseau est seul car il s'agit d'un réseau équivalent. En effet, des temps de calcul trop longs, puis des problèmes de convergence numérique, nous ont contraints à utiliser ce concept : un seul modèle représente tous les tronçons du réseau assemblés. Pour conserver la logique utilisée dans les développements de modèles de réseau (cf. partie 3.2.4), un flux advectif et un flux diffusif ont été représenté. Pour le flux advectif, les coefficients K et n caractérisant la loi de débit (cf. Équation 3.9) d'un réseau complet ont été identifiés par zone. Le réseau a été entièrement reconstitué, tronçon par tronçon, et en calculant les valeurs de pertes de charge engendrées à plusieurs débits, une approximation polynomiale a permis d'identifier les coefficients. Les graphiques de la Figure 5.11 illustrent cette démarche pour chacune des zones.

Remarque : On aurait pu tout aussi bien identifier des résistances équivalentes par des lois de composition en série et en parallèle des morceaux de réseaux pour aboutir, de proche en proche, à un réseau unique équivalent (comme on l'a fait pour la diffusion dans le paragraphe qui suit).





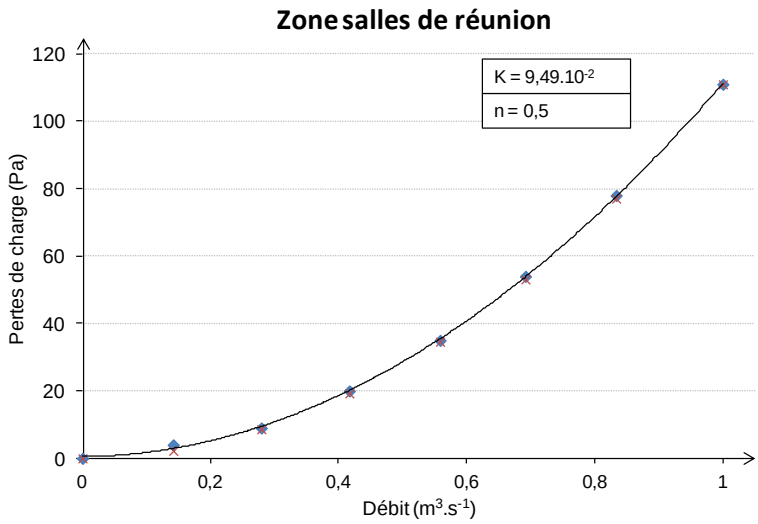


Figure 5.11 : Lois de débit des réseaux complets pour chacune des zones

Pour le flux diffusif, l'idée est de définir une résistance équivalente R_{eq} du réseau qui, sur la base de l'Équation 3.11, correspondrait au terme suivant :

$$Q_{m,i_{diff}} = \frac{D_{i_{air}}\,\Delta\rho}{R_{eq}} \qquad \text{Équation 5.1}$$

Avec :

$$R_{eq} = \left(\frac{L}{S}\right)_{eq} \qquad \text{Équation 5.2}$$

Cette résistance équivalente à été calculée, par zone, en reconstituant peu à peu le réseau complet et en considérant l'Équation 5.3 dans le cas de deux éléments en série et l'Équation 5.4 dans le cas de deux éléments en parallèle (Figure 5.12).

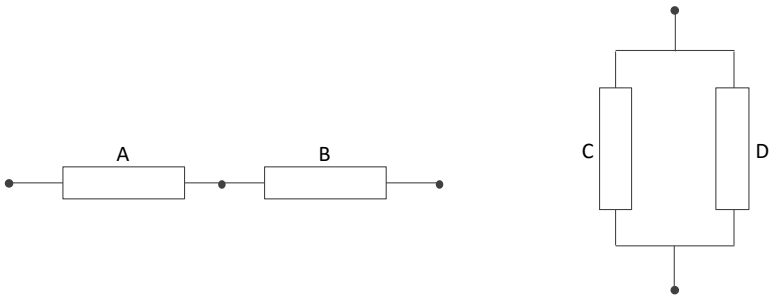


Figure 5.12 : Illustration de deux tronçons de réseau en série à gauche, en parallèle à droite

$$R_{eq_{(série)}} = R_A + R_B \qquad \text{Équation 5.3}$$

$$R_{eq_{(parallèle)}} = \frac{R_C\,R_D}{R_C + R_D} \qquad \text{Équation 5.4}$$

Le modèle d'épurateur est quant à lui décrit dans la partie 3.3.2 et est paramétré par les résultats d'essais de la partie 4.2. Les efficacités intrinsèques à notre disposition étant des efficacités initiales, l'influence du temps (encrassement) n'a pas été prise en compte.

En ce concerne le réseau de chauffage et de refroidissement, il est constitué d'une régulation simple (Proportionnelle - Intégrale) et d'un système énergétique idéal : un capteur mesure la température ambiante, la compare à une température de consigne. L'écart ainsi déterminé fixe le besoin nécessaire pour atteindre la température de consigne dans la zone. C'est directement ce besoin qui

est traduit en flux de chaleur à injecter dans la zone. Le modèle nommé flux, inclus dans ce réseau, permet d'extraire les valeurs des flux imposés à chaque instant.

5.2. Traitement des résultats bruts

Les résultats bruts dont nous disposons à l'issue des simulations sont les profils de concentration pour chacun des polluants et les profils d'appel d'énergie, au pas horaire sur un an. La première semaine de données a automatiquement été exclue du traitement des résultats bruts pour éviter tout impact des valeurs d'initialisation sur les tendances observées. Pour analyser ces simulations, les données ont été agrégées de la manière suivante :

- Au niveau énergétique, les postes chauffage / climatisation et auxiliaires de ventilation ont été isolés. Les grandeurs globales à partir desquelles sont analysés les résultats sont le besoin en chaleur et en froid annuel par unité de surface (kWh/m²/an), et le bilan annuel de consommation électrique des auxiliaires de ventilation par unité de surface (kWh/m²/an). Le choix a été fait de conserver le besoin thermique, et non pas une consommation énergétique pour le poste chauffage / climatisation, pour que les remarques qui vont suivre soient indépendantes du système de production d'énergie mis en place dans le bâtiment.
- Au niveau de la QAI, des statistiques ont été effectuées sur la période d'occupation. Les différentes données ainsi récupérées caractérisent l'**exposition** des occupants (c'est-à-dire la concentration pendant la période de présence des occupants) sur leur lieu de travail, polluant par polluant, et sont représentées sous forme de boites à moustache comme l'illustre la Figure 5.13.

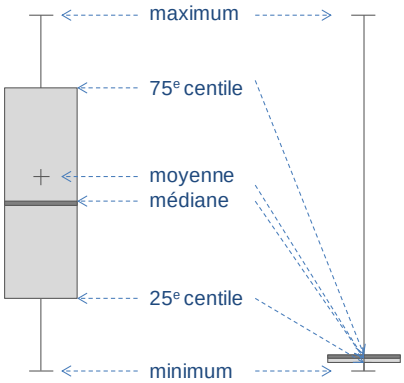


Figure 5.13 : Représentation des caractéristiques d'exposition des occupants sous forme de boite à moustache (à gauche, lorsque les écarts types sont assez grands pour que toutes les valeurs puissent être distinguées ; à droite, lorsque les écarts types sont très faibles et que la valeur maximale est très éloignée des autres et isolée)

Les deux informations les plus utilisées dans l'analyse sont l'exposition chronique, qui correspond à la concentration moyenne sur la période d'occupation, et l'exposition aiguë, qui correspond à la concentration maximale sur la période d'occupation.

Pour juger du risque sanitaire encouru et de la capacité des systèmes testés à atteindre un niveau de qualité de l'air satisfaisant, ces expositions ont été confrontées à des valeurs de référence correspondant à des Valeurs Limites d'Exposition (VLE), dont l'origine et la nature sont indiquées dans le Tableau 5.7.

Polluants	Valeurs	Conditions d'exposition	Sources
Formaldéhyde	10 µg/m^3 30 µg/m^3	Exposition > 1 an	VGAI* règlementaire au 1er janvier 2023 VGAI* règlementaire au 1er janvier 2015 [MEDDTL, 2011]
Acétaldéhyde	160 µg/m^3	Exposition > 1 an	VGAI long terme [ANSES, 2014]
Acétone	61 751 µg/m^3		VTR** chronique [ATSDR, 1994]
Heptane	*Pas de valeur*		
Toluène	300 µg/m^3		VGAI [EC, 2005]
Ozone	100 µg/m^3	Moyenne sur 8h	[OMS, 2005]
PM2,5	10 µg/m^3		[OMS, 2005]
PM10	20 µg/m^3		[OMS, 2005]
Champignons	500 ufc/m^3		[WHO, 1988]
Bactéries	500 ufc/m^3		[ECA, 1993]

** VGAI : Valeur Guide pour l'Air Intérieur*

*** VTR : Valeur Toxicologique de Référence*

Tableau 5.7 : Recensement des Valeurs Limites d'Exposition par polluant

Les VLE pour les champignons et les bactéries sont exprimées pour un nombre total d'entités, c'est-à-dire pour l'ensemble des espèces différentes pouvant être présentes dans l'air. Dans notre étude, seule une espèce de bactérie et un type de champignon sont traités. La comparaison avec les VLE présentées dans le tableau est donc difficile.

Seuls les résultats concernant la zone des Bureaux orientés Sud ont été exploités et sont présentés dans les paragraphes qui suivent.

5.3. Analyse des résultats

Sur les graphiques correspondant aux Figures 5.14 à 5.39, les résultats des simulations sont présentés par polluant et par site, ceci pour la seule zone ZBS du bâtiment. Les différentes configurations testées sont représentées sur l'axe des abscisses à savoir :

- Le cas de base, sans épurateur ;
- Les différentes solutions d'épuration à plusieurs débits de fonctionnement. Le terme *Elec* désigne l'électrofiltre, *CAM* la solution d'épuration CAMFIL, *BIO* la solution d'épuration BIOWIND. Les nombres *1200*, *2400* et *3600* qui complètent la désignation correspondent aux débits de fonctionnement dans la boucle de recyclage. Le cas où l'épurateur fonctionnerait en continu est repéré par un astérisque « * ». Ce cas n'a été simulé que pour le site Ile de France Urbain dense pour limiter le nombre de cas à analyser.
- Deux cas de sur-ventilation, pris comme points de repère pour juger de la pertinence de l'épuration par rapport à une augmentation des débits de ventilation au-delà des valeurs minimales règlementaires : le premier cas considère un débit égal à deux fois le débit hygiénique minimum règlementaire tandis que le deuxième considère un débit de ventilation cinq fois supérieur à cette exigence minimale.

L'axe vertical principal des graphiques (gauche) correspond aux valeurs d'exposition pendant la période d'occupation en µg/m³, sauf pour l'*Aspergillus Niger* et le *Staphylococcus Epidermidis* pour lesquels les valeurs sont exprimées en ufc/m³. L'axe vertical secondaire (droite) représente les grandeurs énergétiques (besoin en chauffage / climatisation et consommations électriques des auxiliaires de ventilation), en kWh/m²/an.

A fins de simplification, certaines solutions n'apparaissent pas sur quelques graphiques. Les raisons sont les suivantes :

- Lorsque les polluants sont de sources uniquement extérieures, ce qui est le cas de l'heptane et d'*Aspergillus Niger*, la sur-ventilation n'a pas d'impact sur les caractéristiques d'exposition des occupants. Les deux cas de sur-ventilation n'ont donc pas été représentés.
- Selon les données disponibles, l'heptane et *Aspergillus Niger* ne sont présents dans l'air extérieur que sur le site Ile de France Urbain dense. Les graphiques concernant les trois autres sites n'ont donc pas été représentés pour ces deux polluants.
- Le niveau de pollution atmosphérique locale (site urbain dense ou périphérie) n'a pas d'impact sur l'exposition des occupants aux polluants de sources uniquement intérieures (formaldéhyde, acétaldéhyde, acétone et bactéries). Ainsi pour ces polluants, seuls deux graphiques sont représentés : Ile de France et Provence.
- L'électrofiltre n'épure pas les COV. Il n'apparait donc pas sur les graphiques du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde, de l'acétone, de l'heptane et du toluène.
- Le seul épurateur apparaissant sur les graphiques concernant l'ozone est l'électrofiltre car c'est le seul à pouvoir avoir un impact sur l'exposition des occupants à ce polluant de par ses émissions.

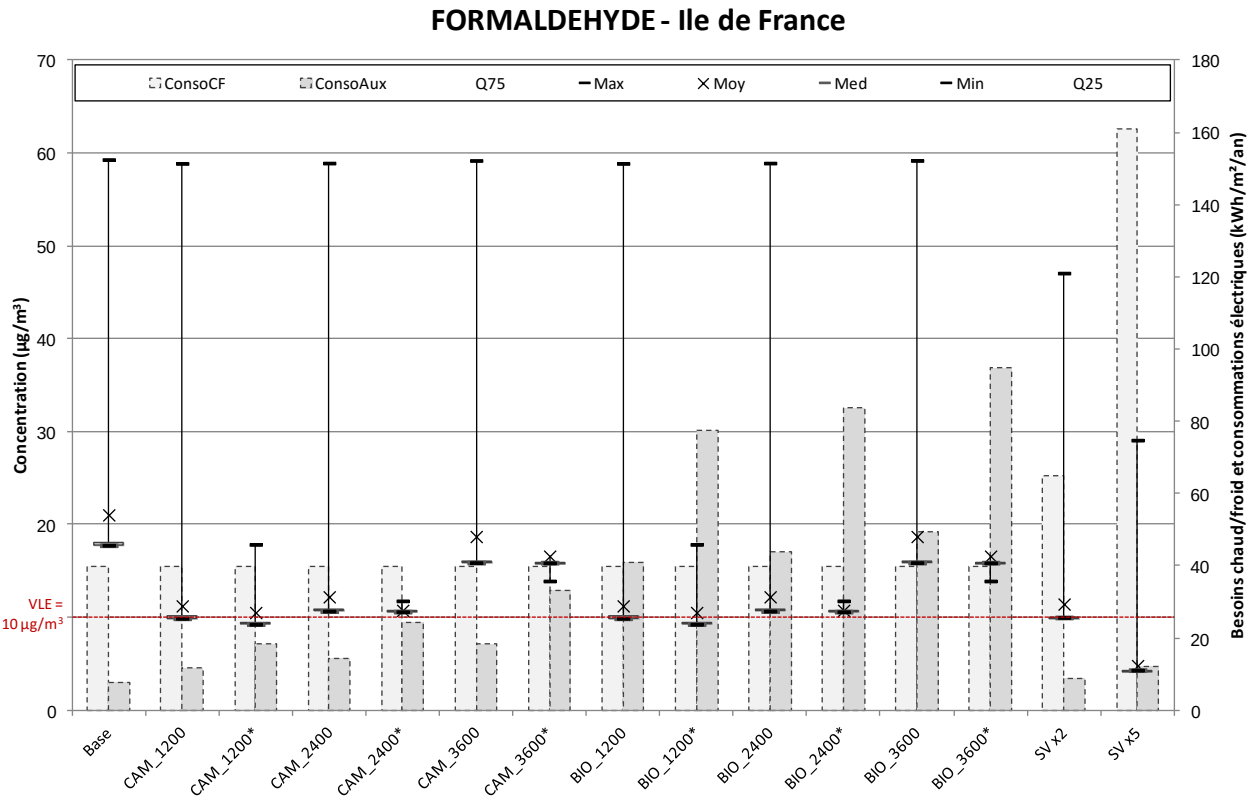


Figure 5.14 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le formaldéhyde, en Ile de France

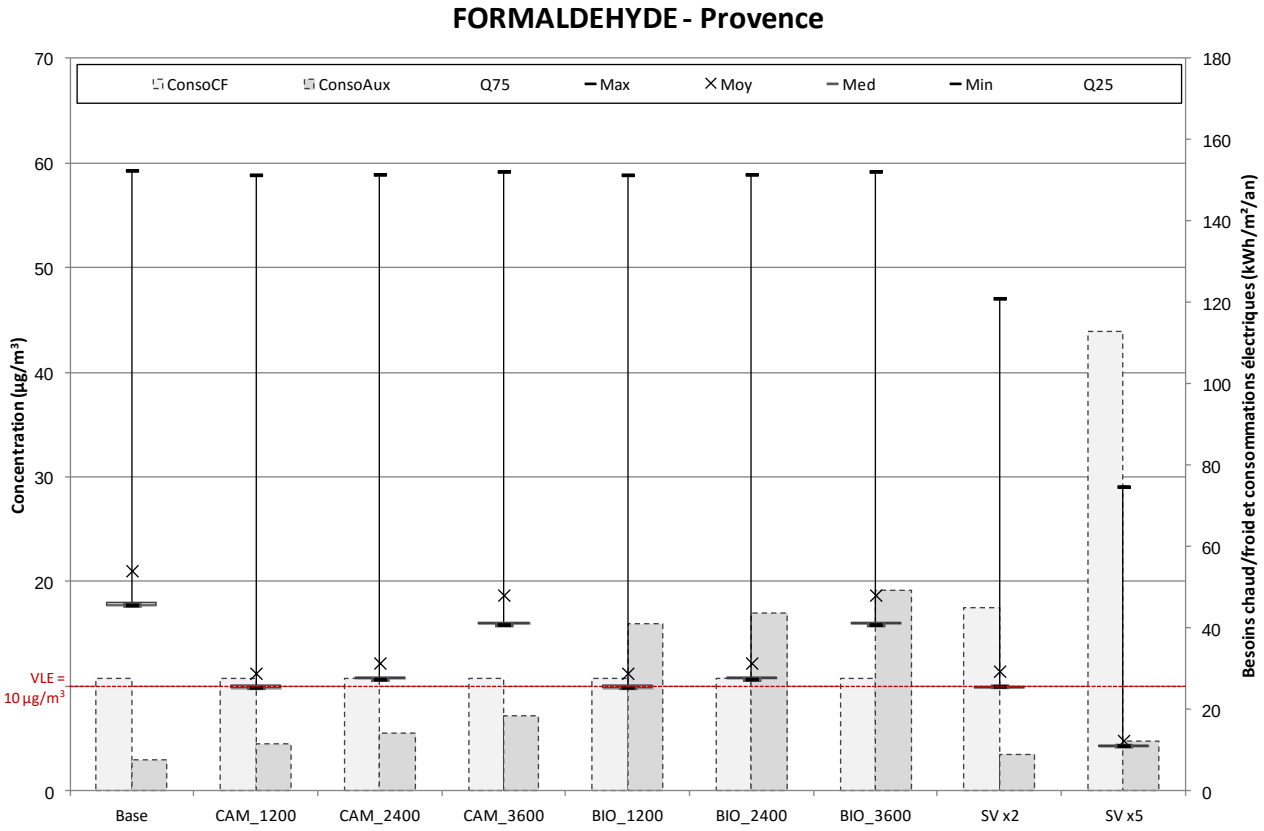


Figure 5.15 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le formaldéhyde, en Provence

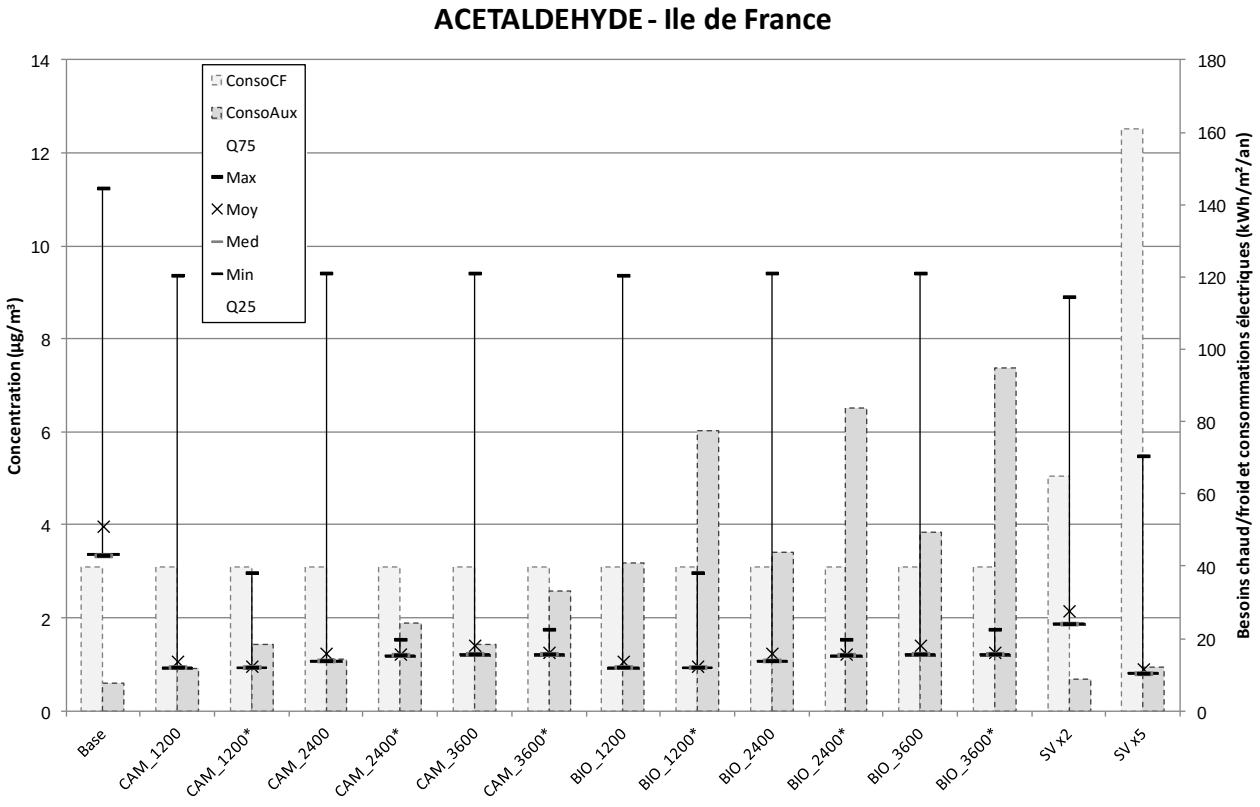


Figure 5.16 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétaldéhyde, en Ile de France

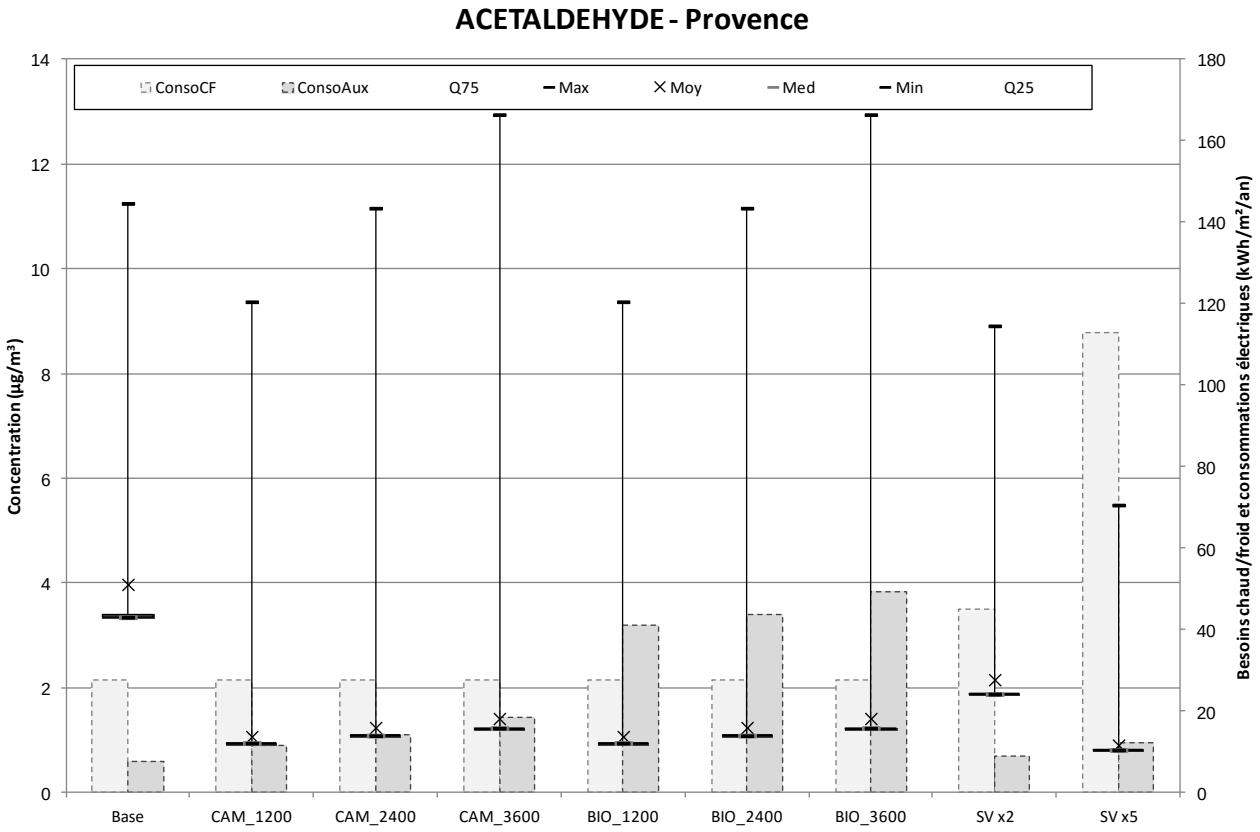


Figure 5.17 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétaldéhyde, en Provence

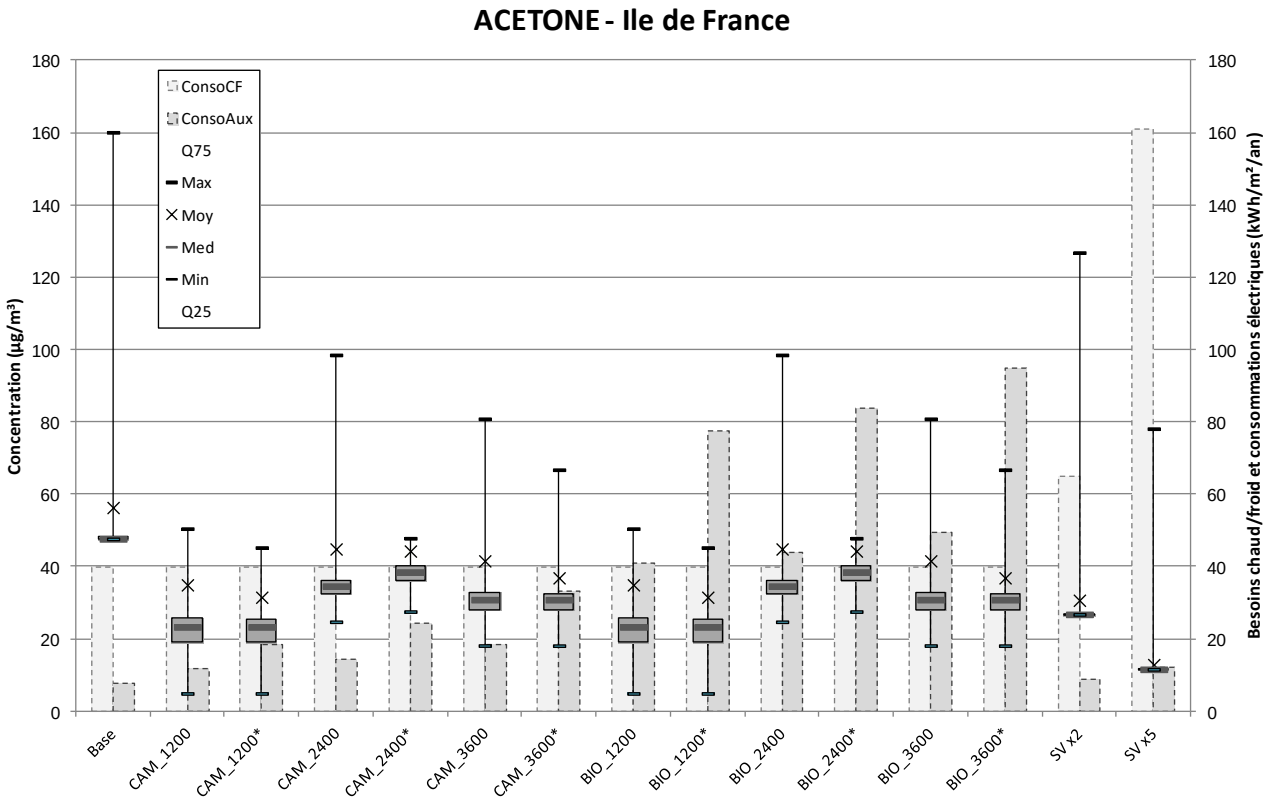


Figure 5.18 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétone, en Ile de France

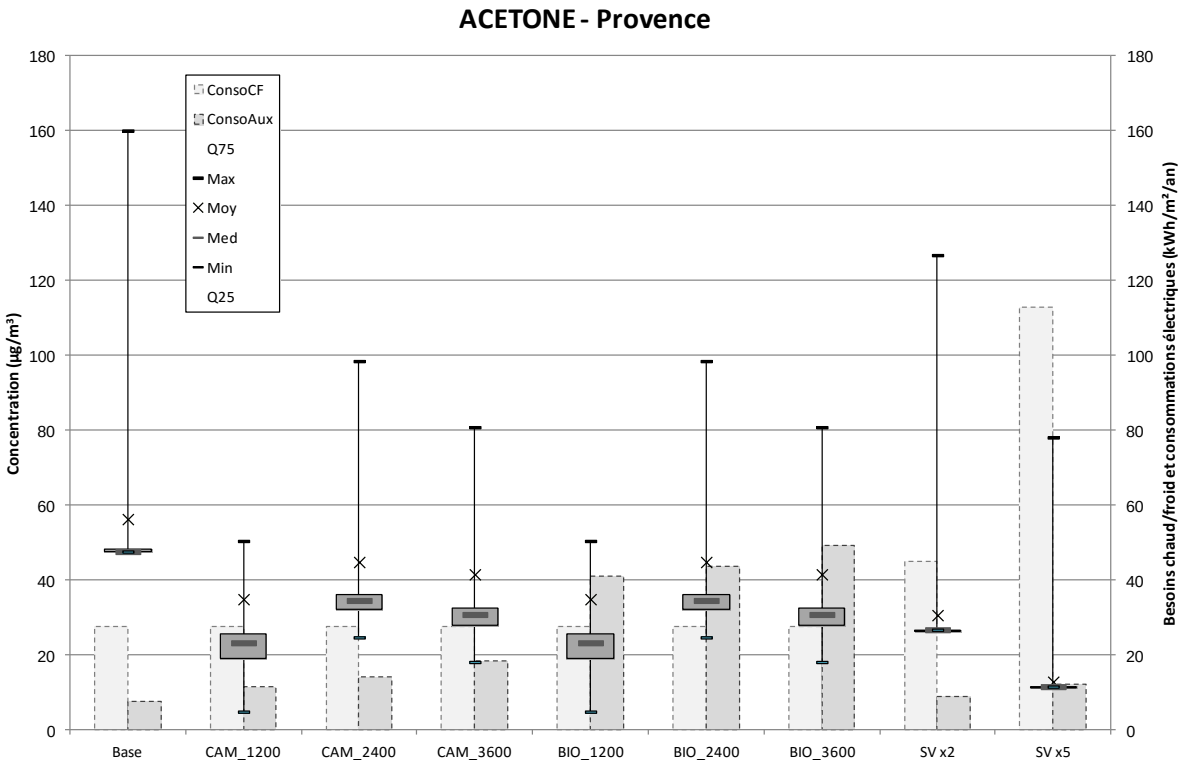


Figure 5.19 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'acétone, en Provence

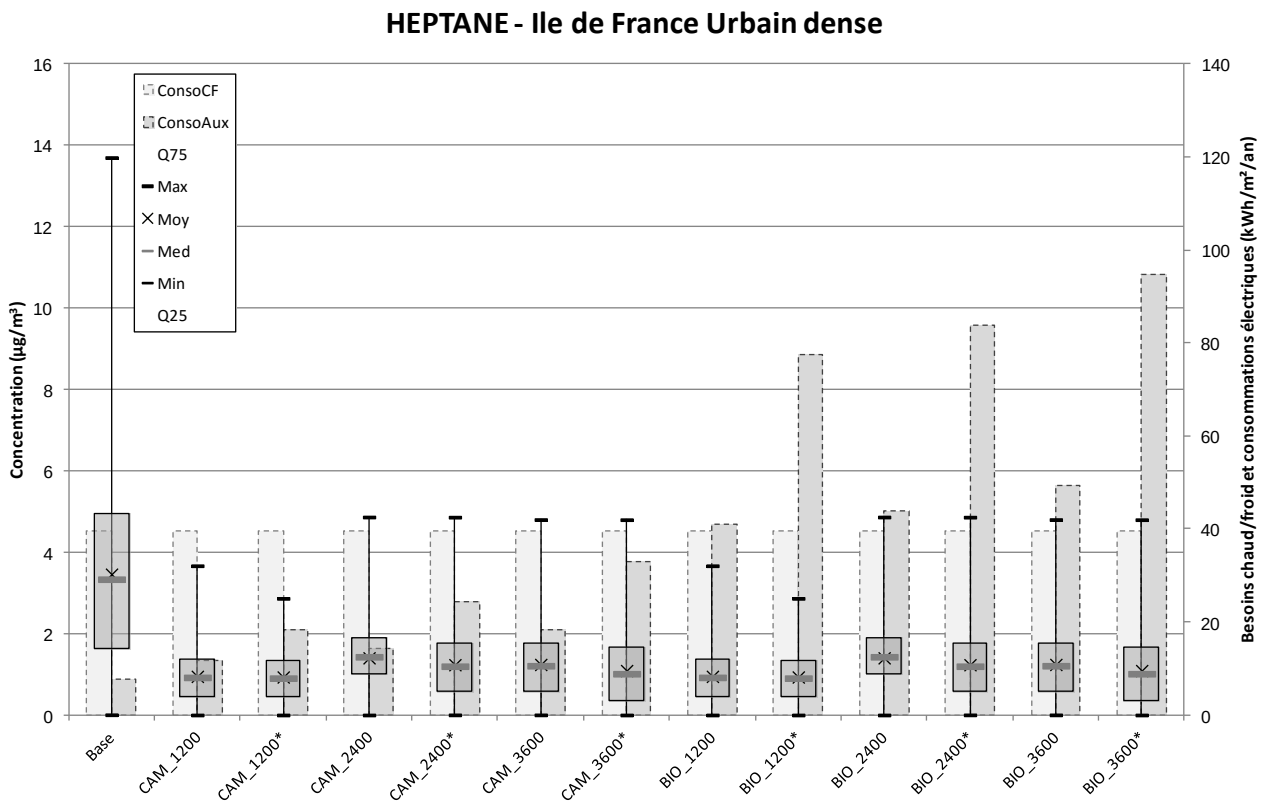


Figure 5.20 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'heptane, en Ile de France Urbain dense

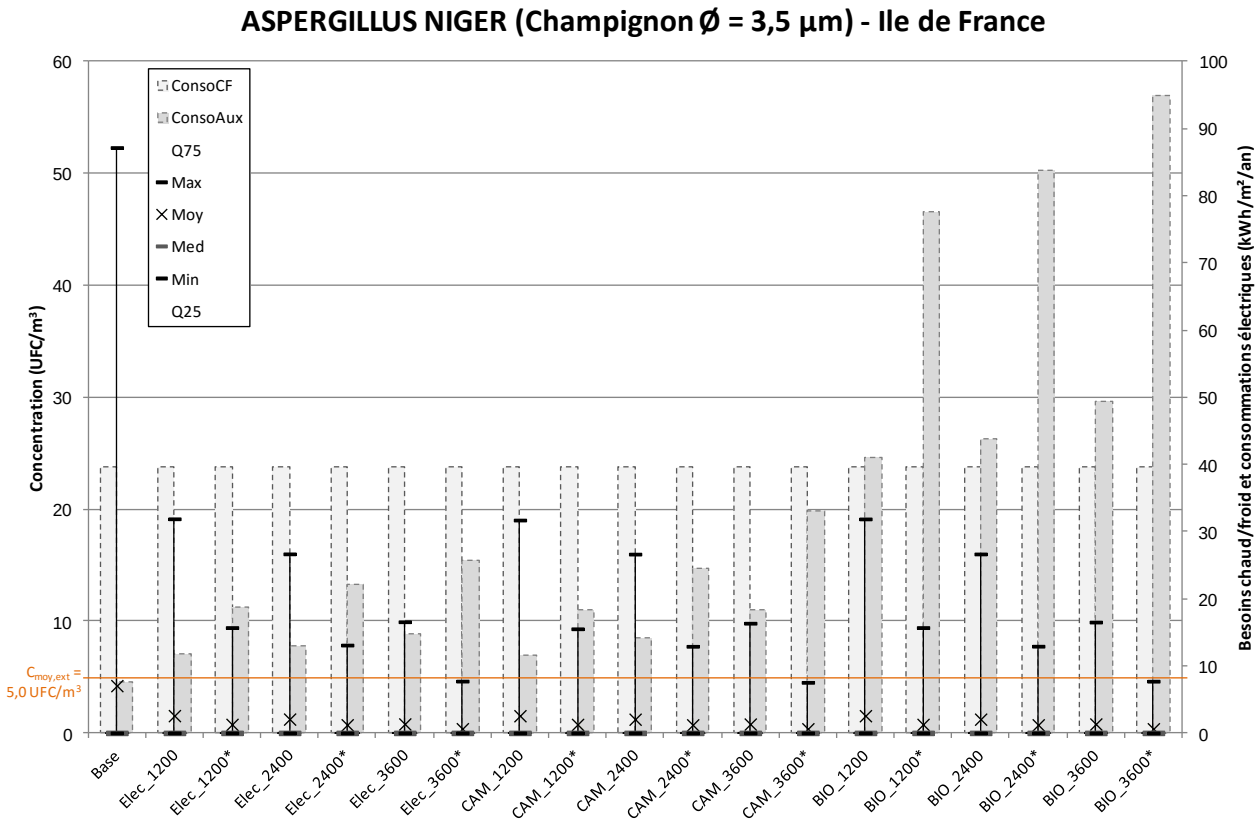


Figure 5.21 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'*Aspergillus Niger*, en Ile de France Urbain dense

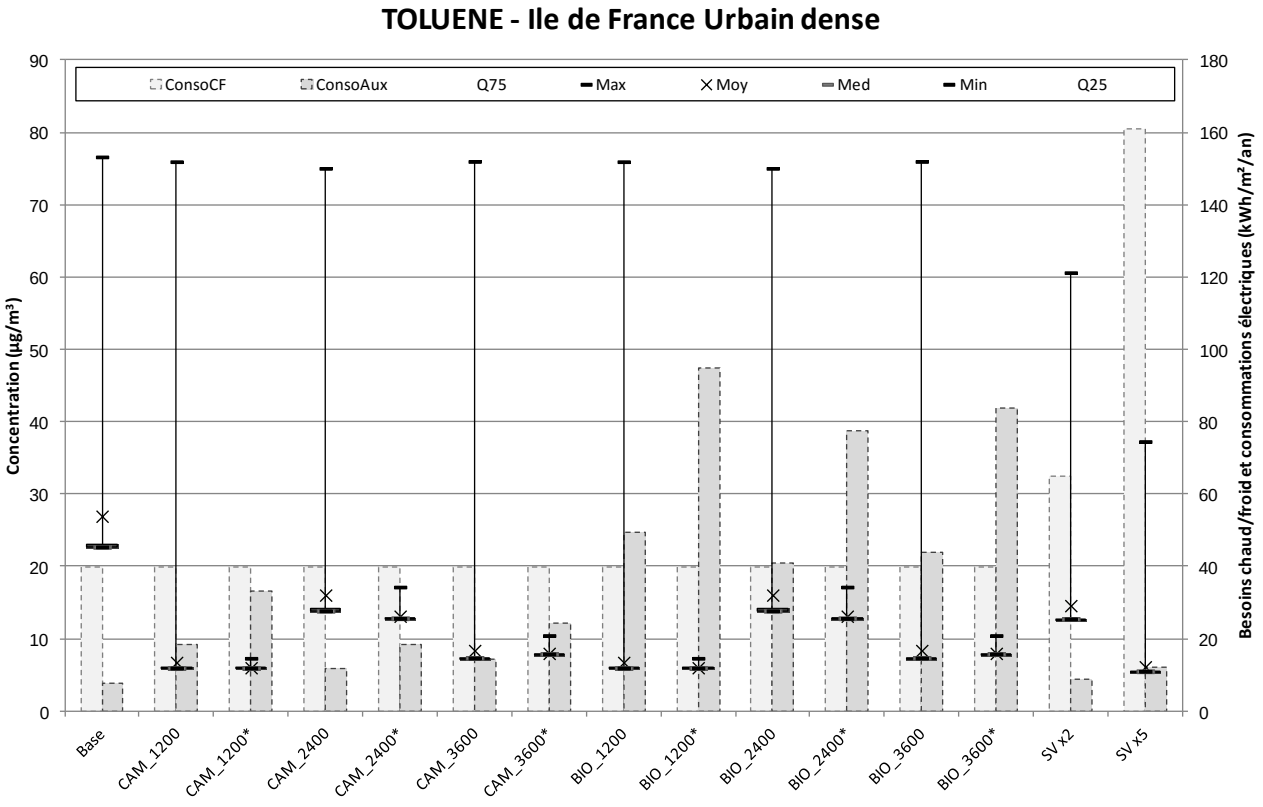


Figure 5.22 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Ile de France urbain dense

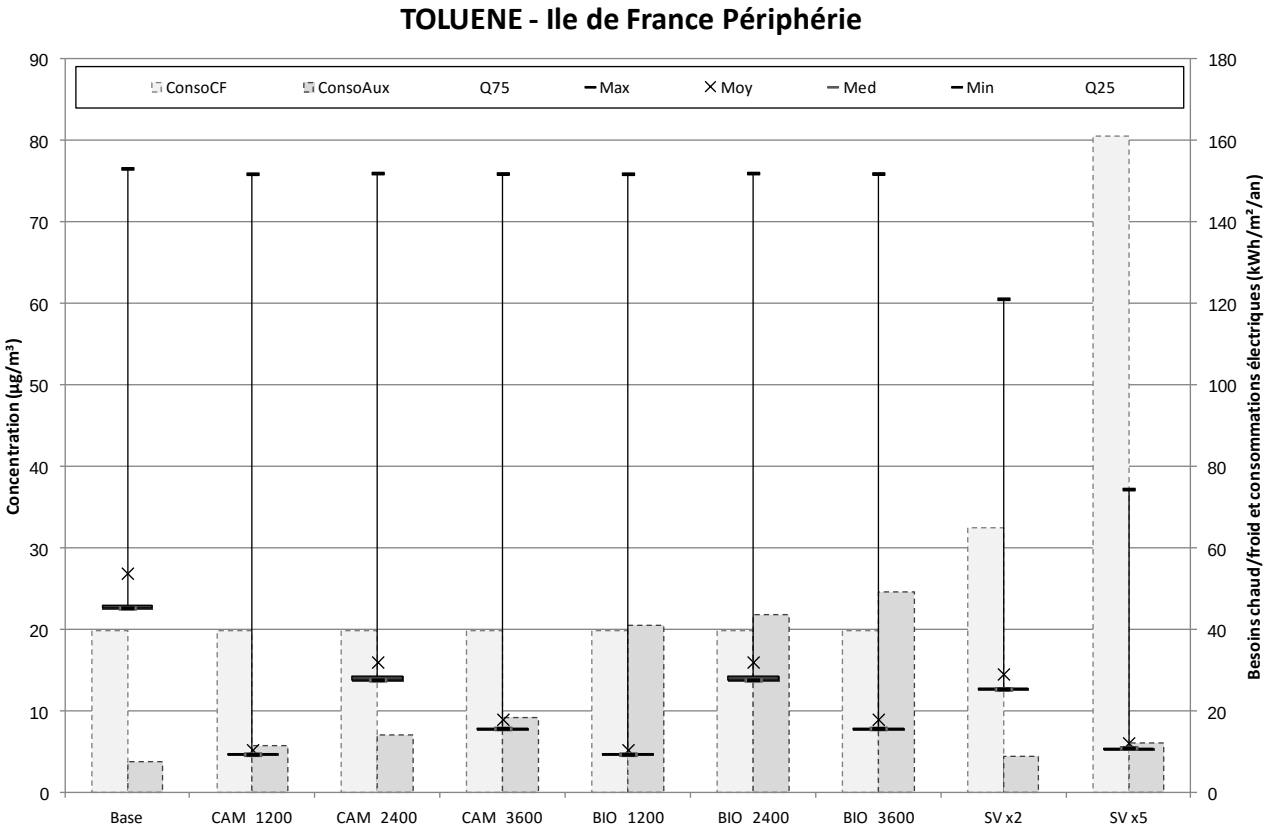


Figure 5.23 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Ile de France Périphérie

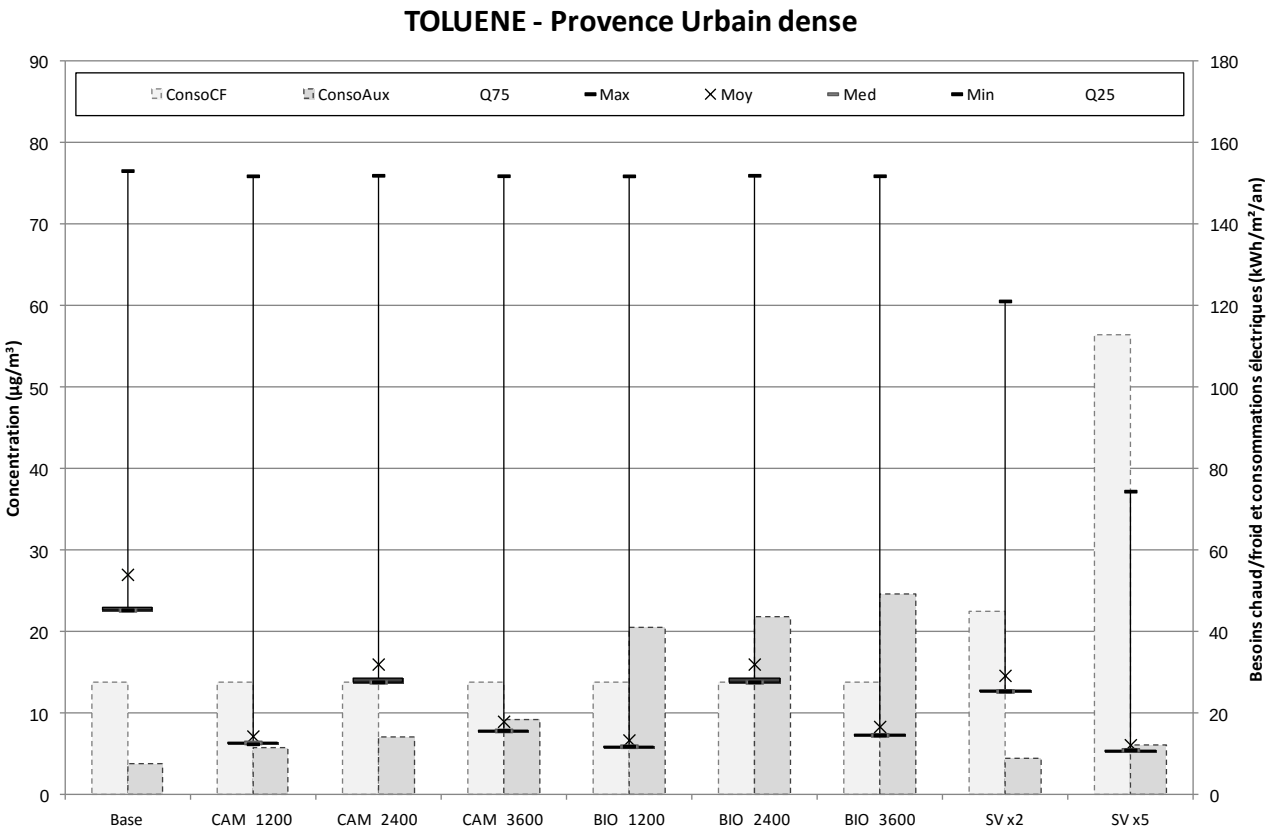


Figure 5.24 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Provence Urbain dense

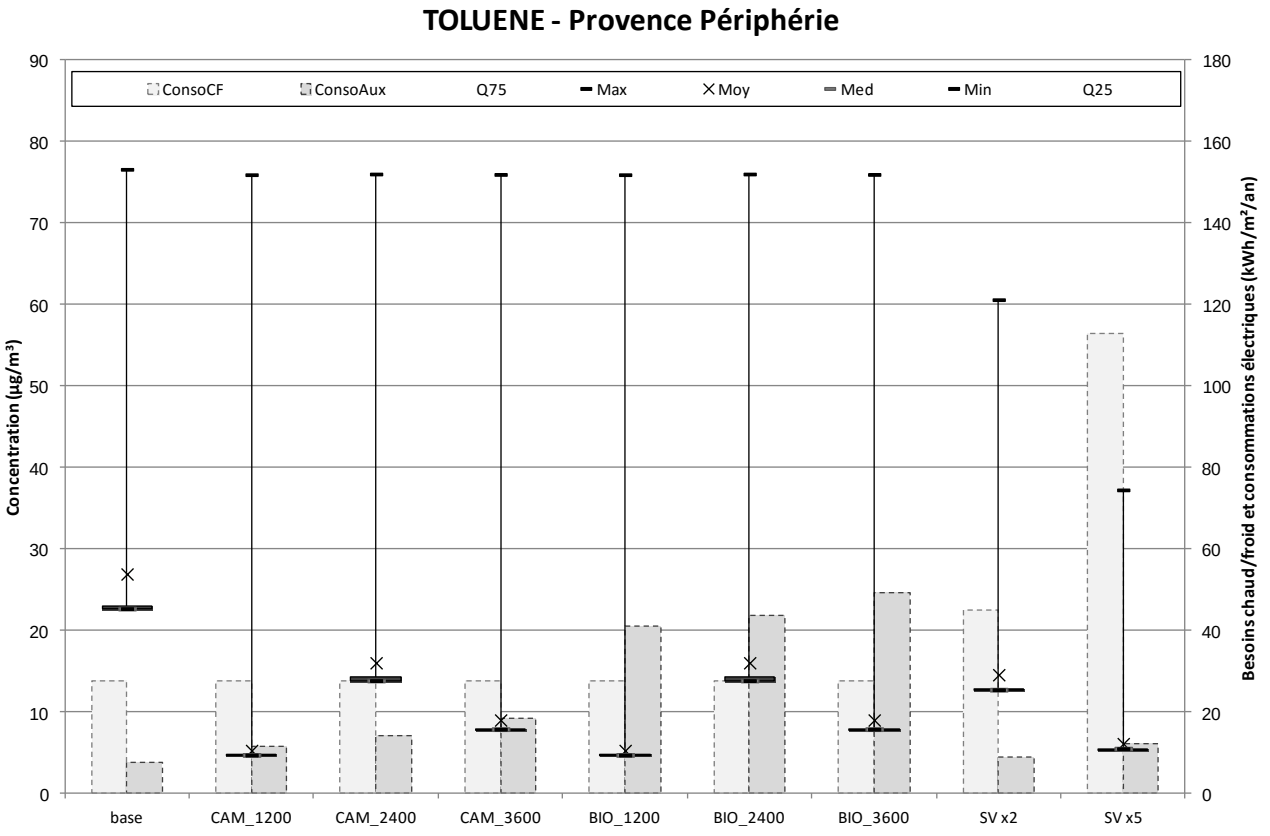


Figure 5.25 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le toluène, en Provence Périphérie

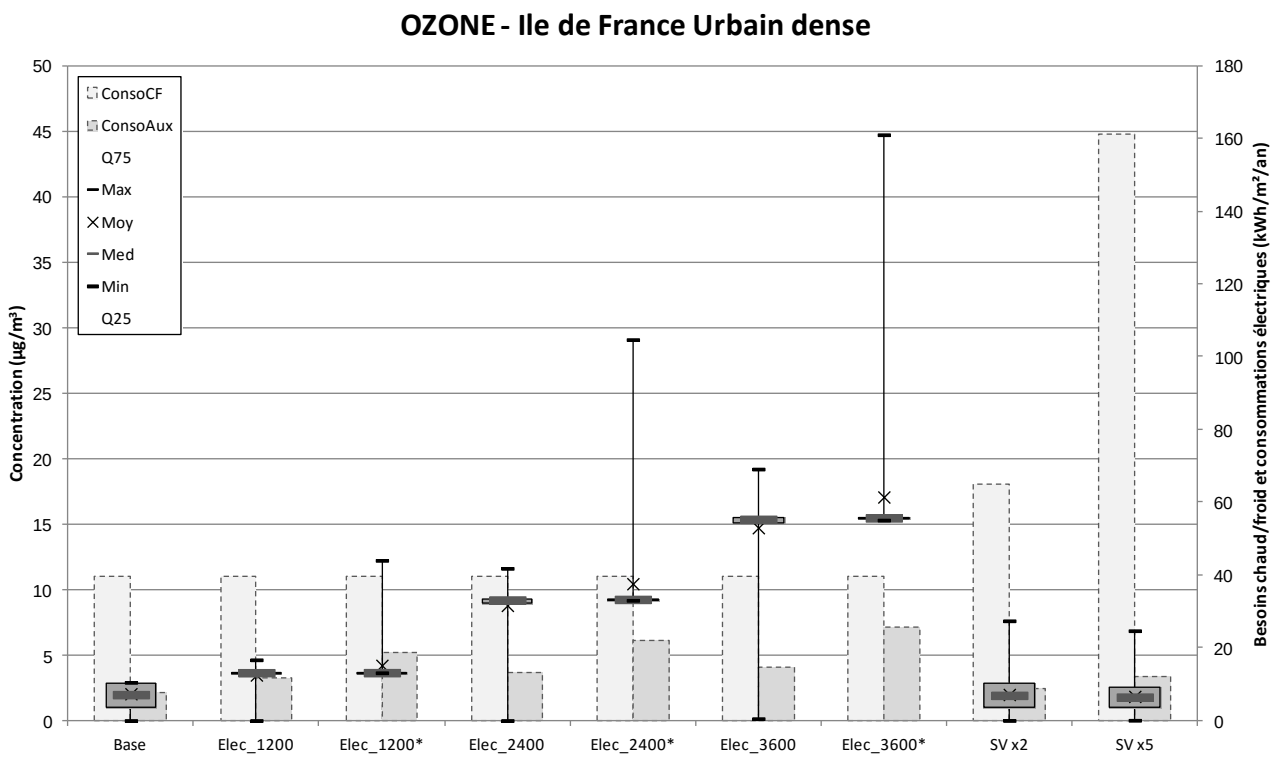


Figure 5.26 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Ile de France Urbain dense

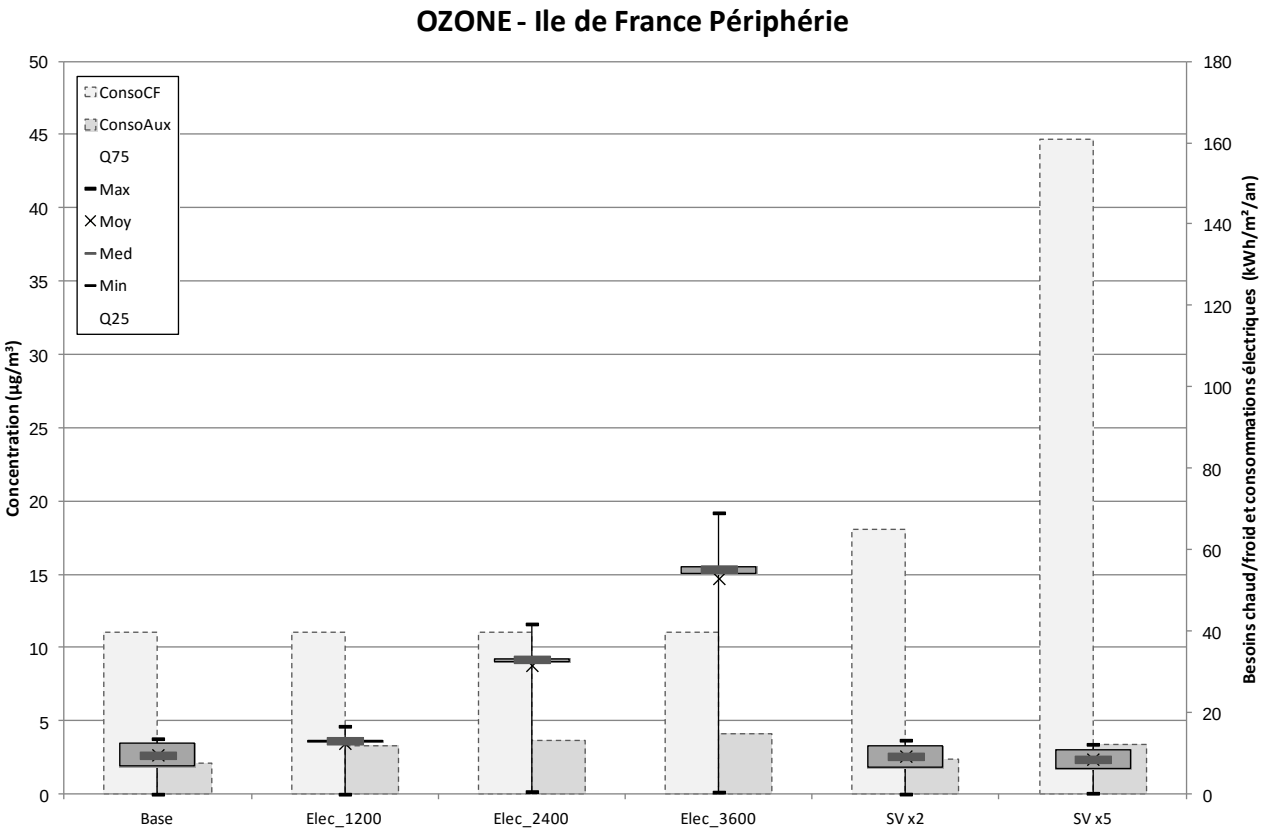


Figure 5.27 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Ile de France Périphérie

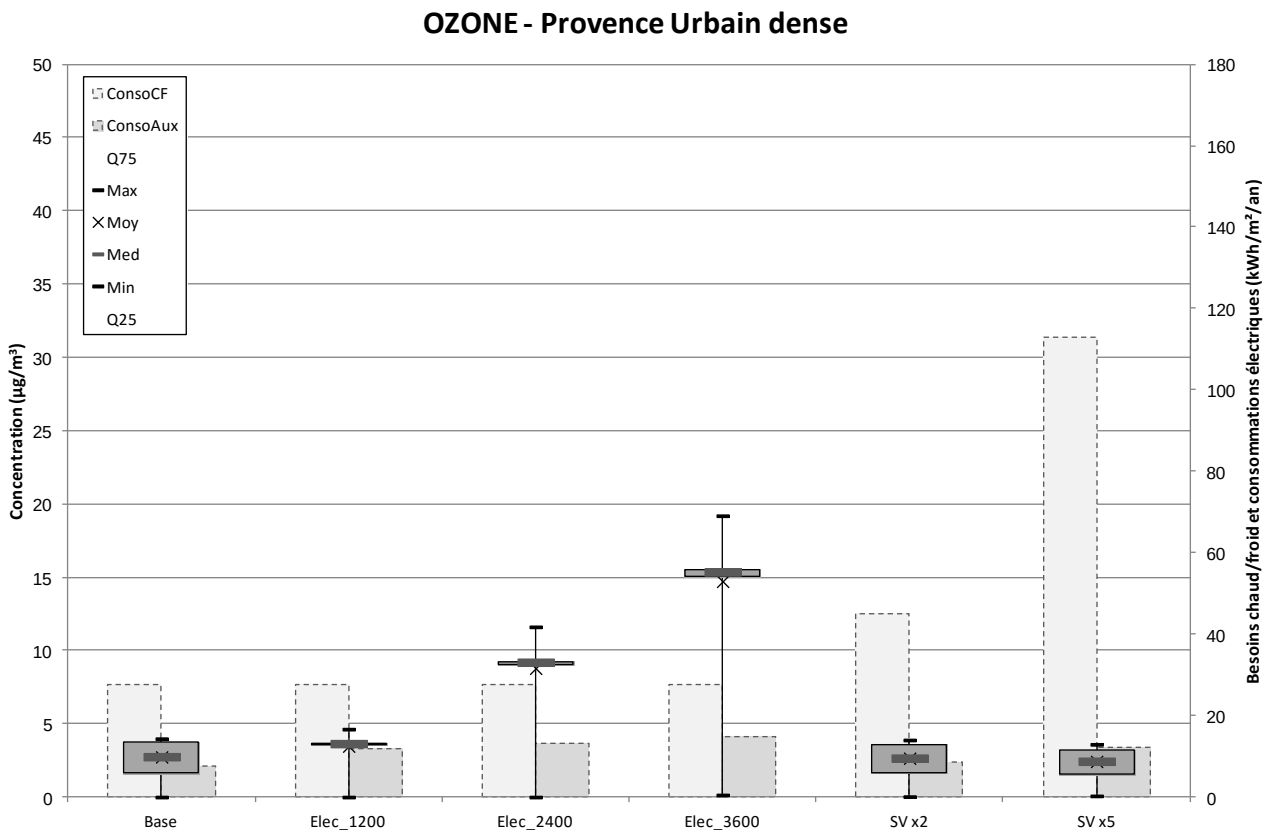


Figure 5.28 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Provence Urbain dense

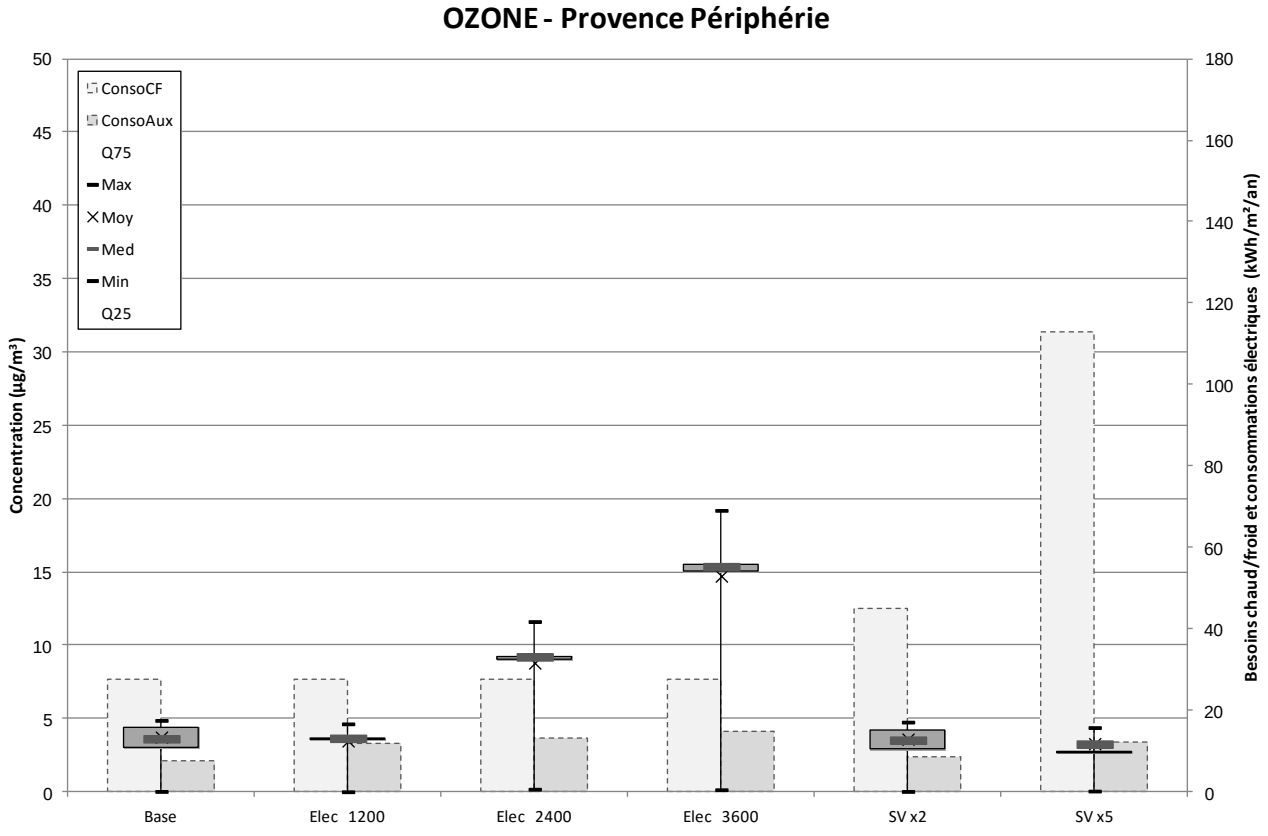


Figure 5.29 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour l'ozone, en Provence Périphérie

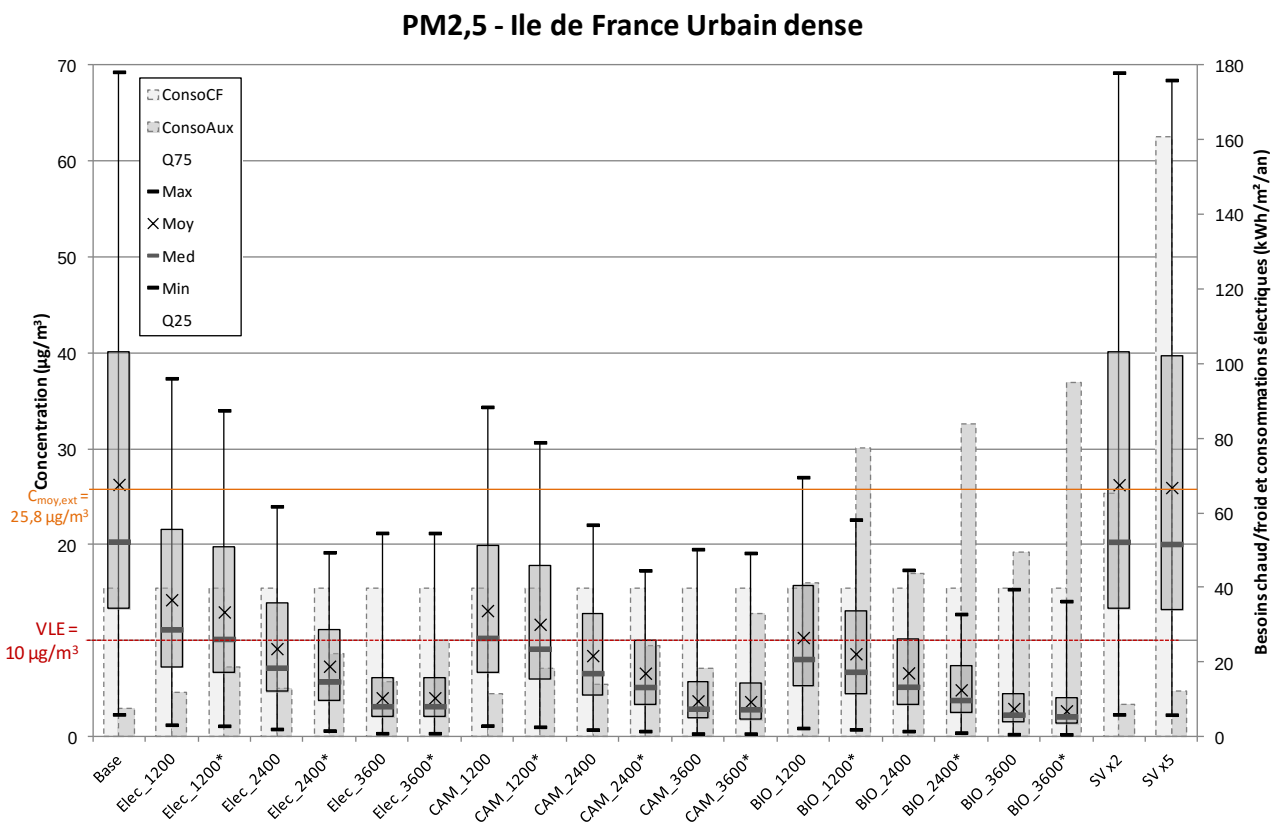


Figure 5.30 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Ile de France Urbain dense

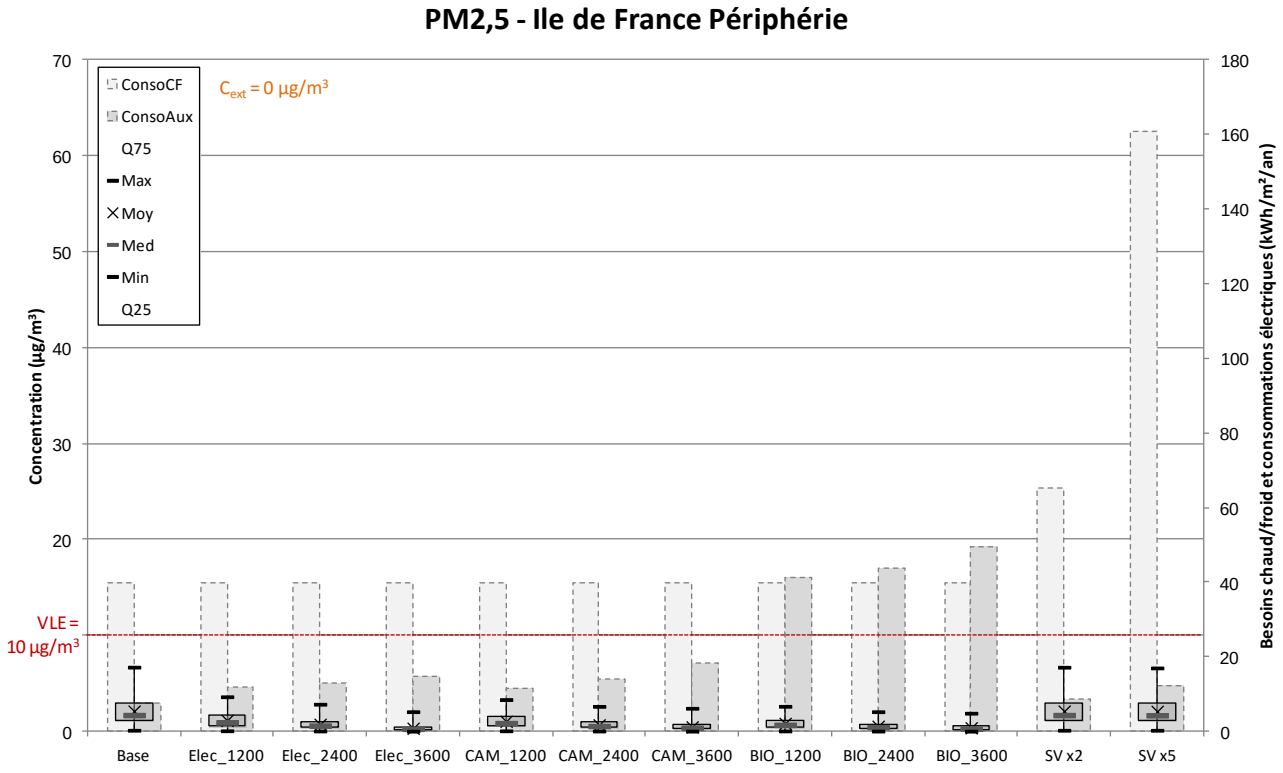


Figure 5.31 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Ile de France Périphérie

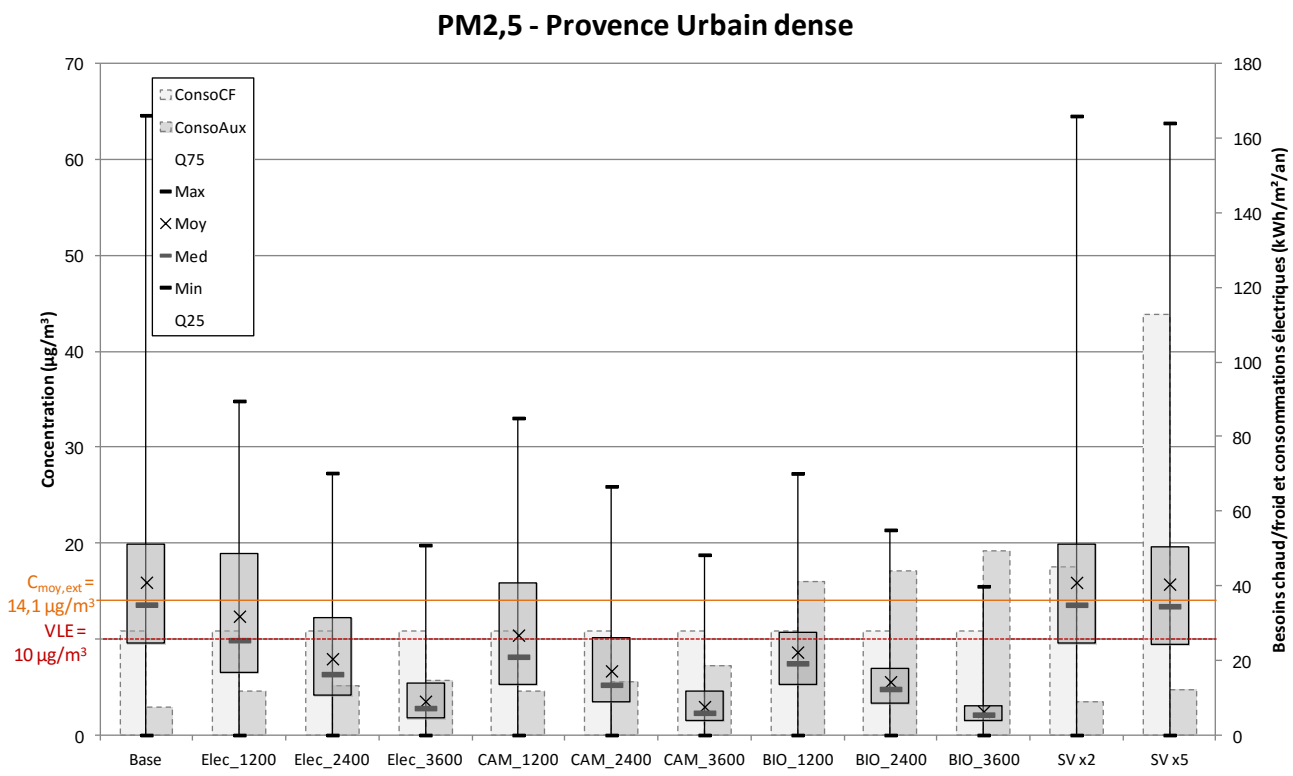


Figure 5.32 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Provence Urbain dense

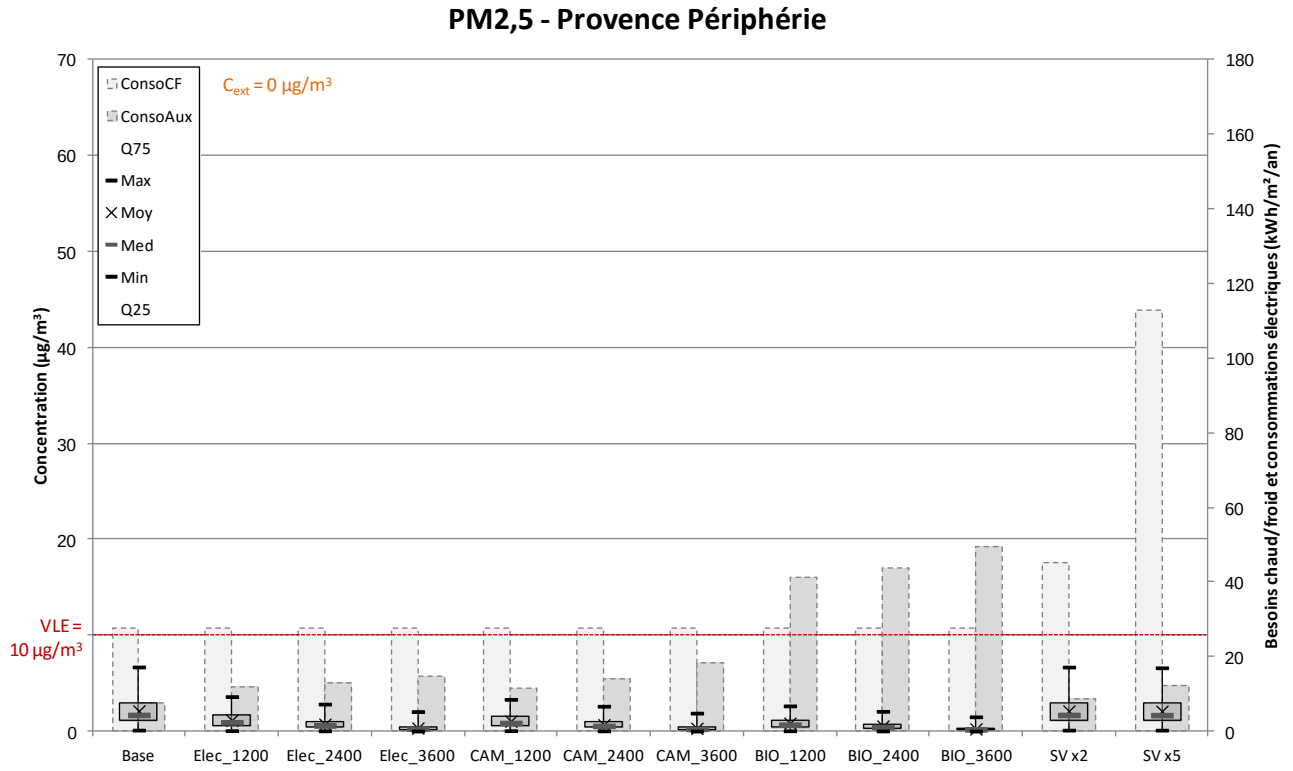


Figure 5.33 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM2,5, en Provence Périphérie

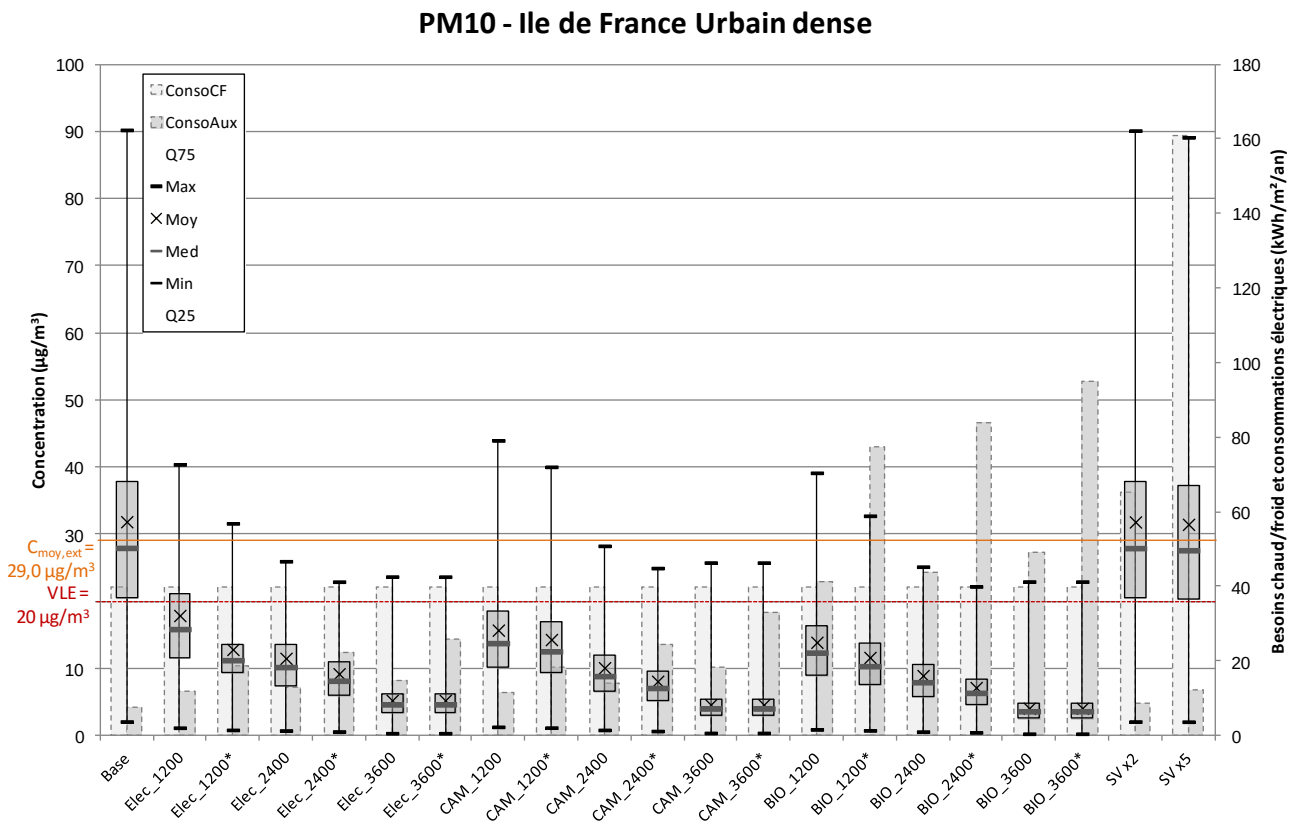


Figure 5.34 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Ile de France Urbain dense

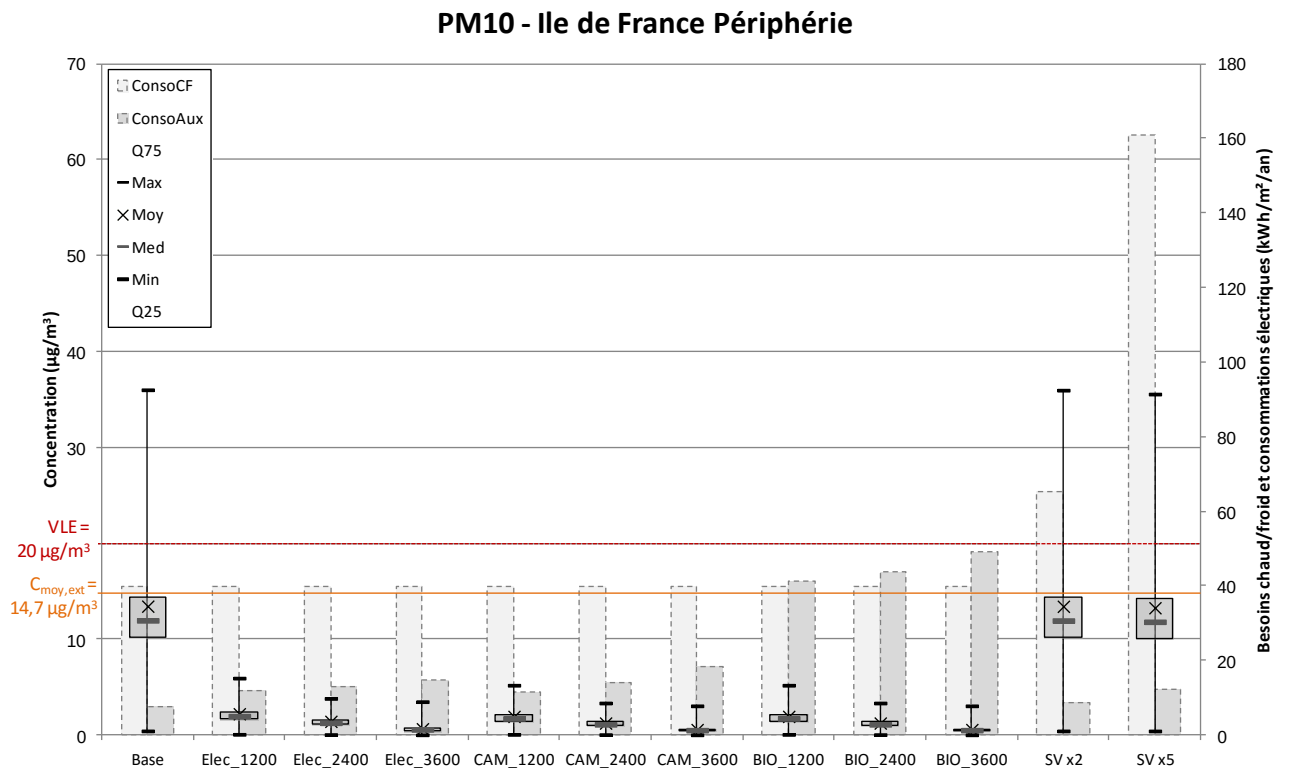


Figure 5.35 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Ile de France Périphérie

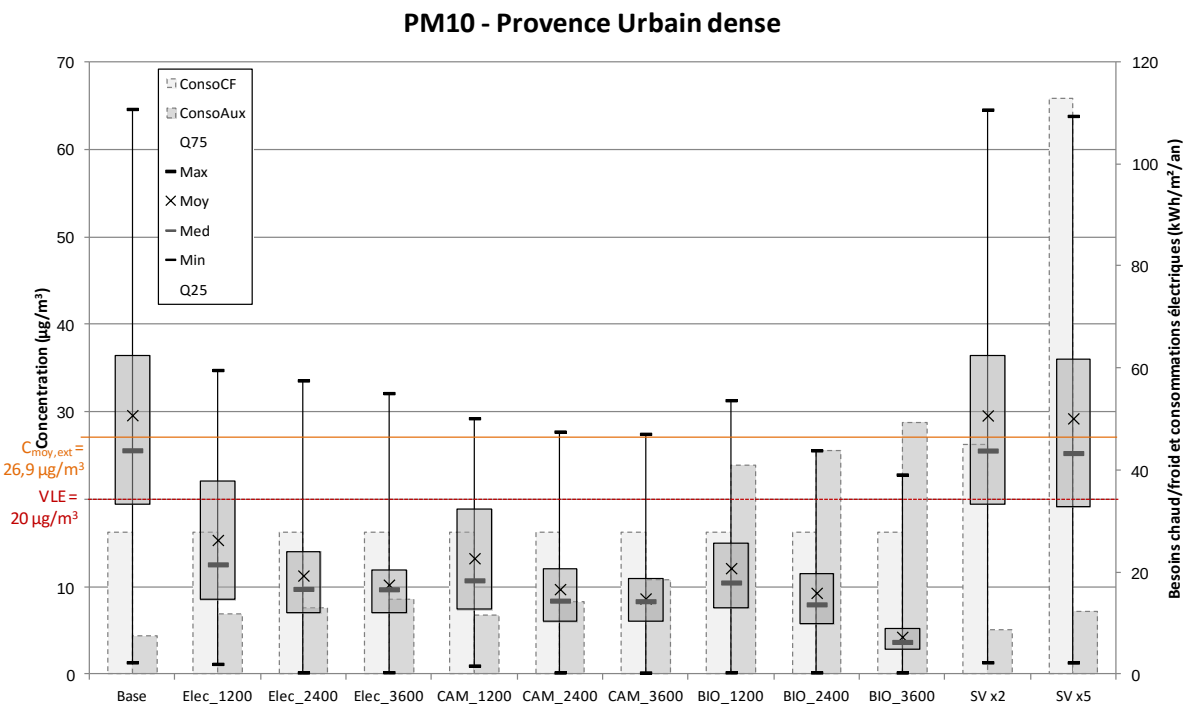


Figure 5.36 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Provence Urbain dense

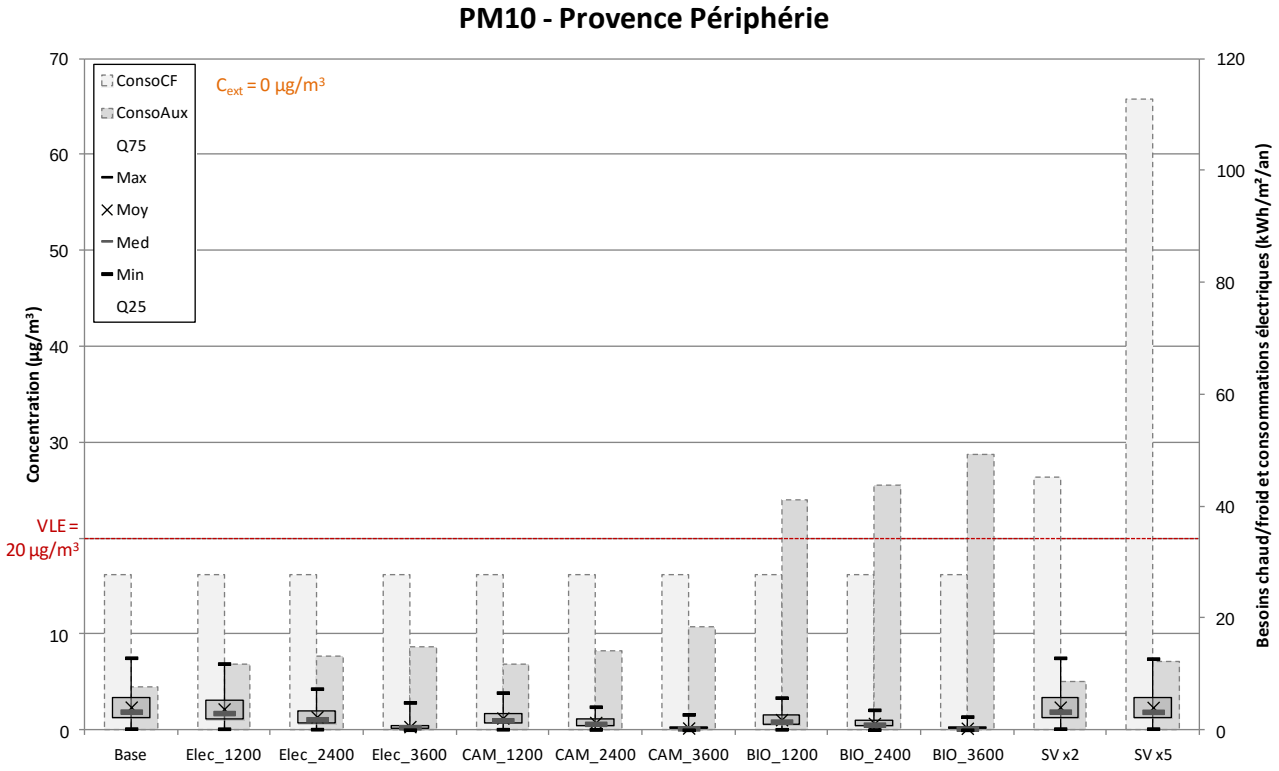


Figure 5.37 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour les PM10, en Provence Périphérie

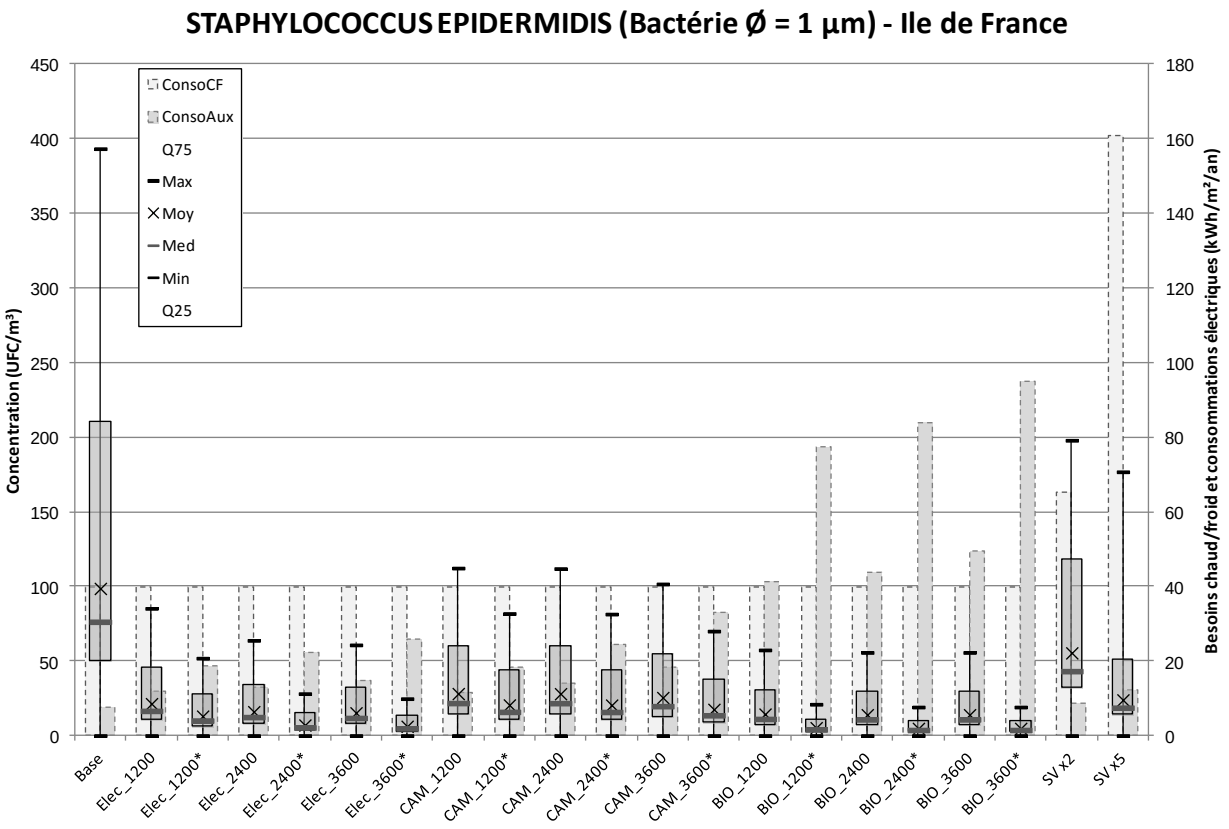


Figure 5.38 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le *Staphylococcus Epidermidis*, en Ile de France

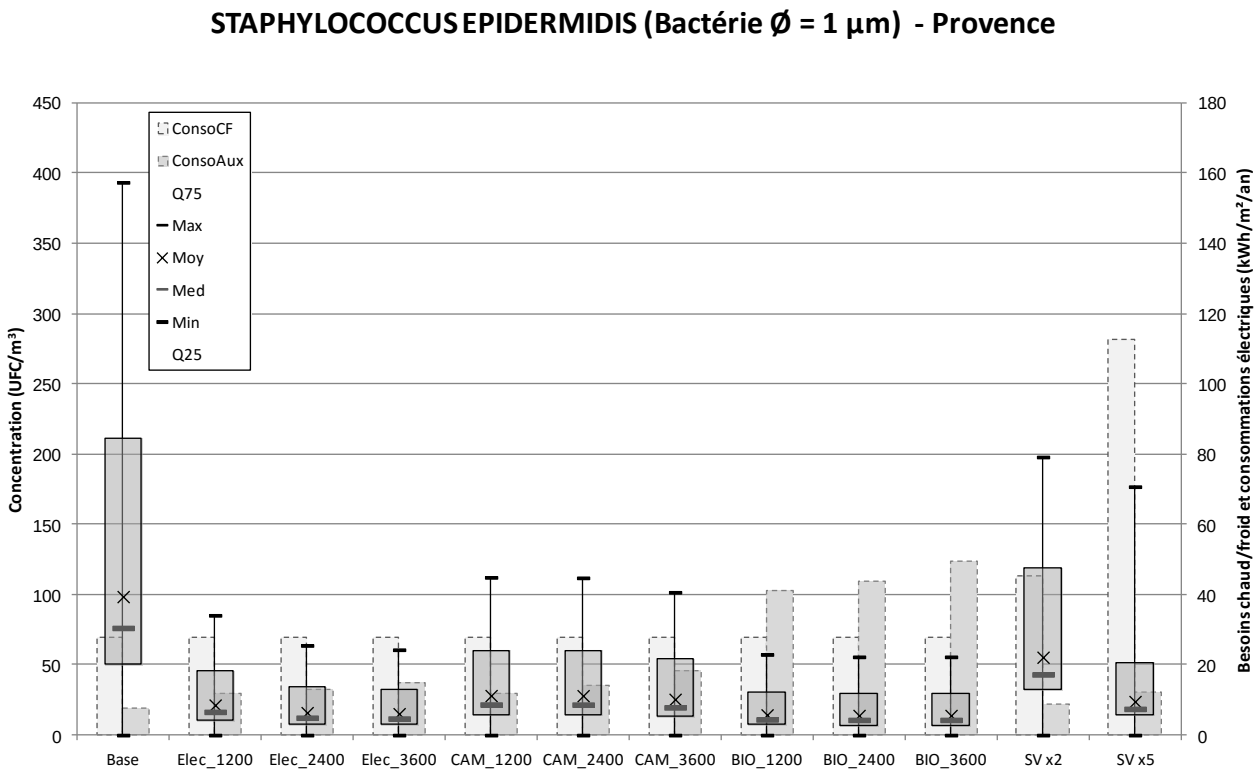


Figure 5.39 : Représentation graphique des grandeurs synthétiques QAI et énergétiques pour le *Staphylococcus Epidermidis*, en Provence

5.3.1. Influence des scénarios de pilotage des systèmes d'épuration

Dans cette étude, la recherche des conditions de fonctionnement optimal des épurateurs a été effectuée sur la base de deux paramètres d'influence :

- Le temps quotidien de fonctionnement des épurateurs, avec deux configurations testées : le fonctionnement 24h/24h et le fonctionnement pendant la seule période d'occupation (situation de référence) ;
- Le débit d'air traité par l'appareil : notre étude s'est appuyée sur trois valeurs différentes : 1200 $m^3.h^{-1}$, 2400 $m^3.h^{-1}$ et 3600 $m^3.h^{-1}$.

Cela permet de définir pour chaque épurateur six scénarios de pilotage différents.

Impact du fonctionnement continu ou intermittent des systèmes d'épuration

Comme mentionné précédemment, le mode de fonctionnement continu de l'épurateur n'a été simulé que pour le site Ile de France Urbain dense. D'un point de vue énergétique, il est évident que plus le système d'épuration va fonctionner, plus les consommations électriques liées aux épurateurs eux-mêmes et aux auxiliaires de ventilation seront importantes. On peut le constater sur la Figure 5.40 qui permet de comparer les consommations électriques pour les deux modes de fonctionnement. Dans cette partie, nous tentons de déterminer si l'impact sur la QAI de ce mode de fonctionnement peut justifier sa contrepartie énergétique.

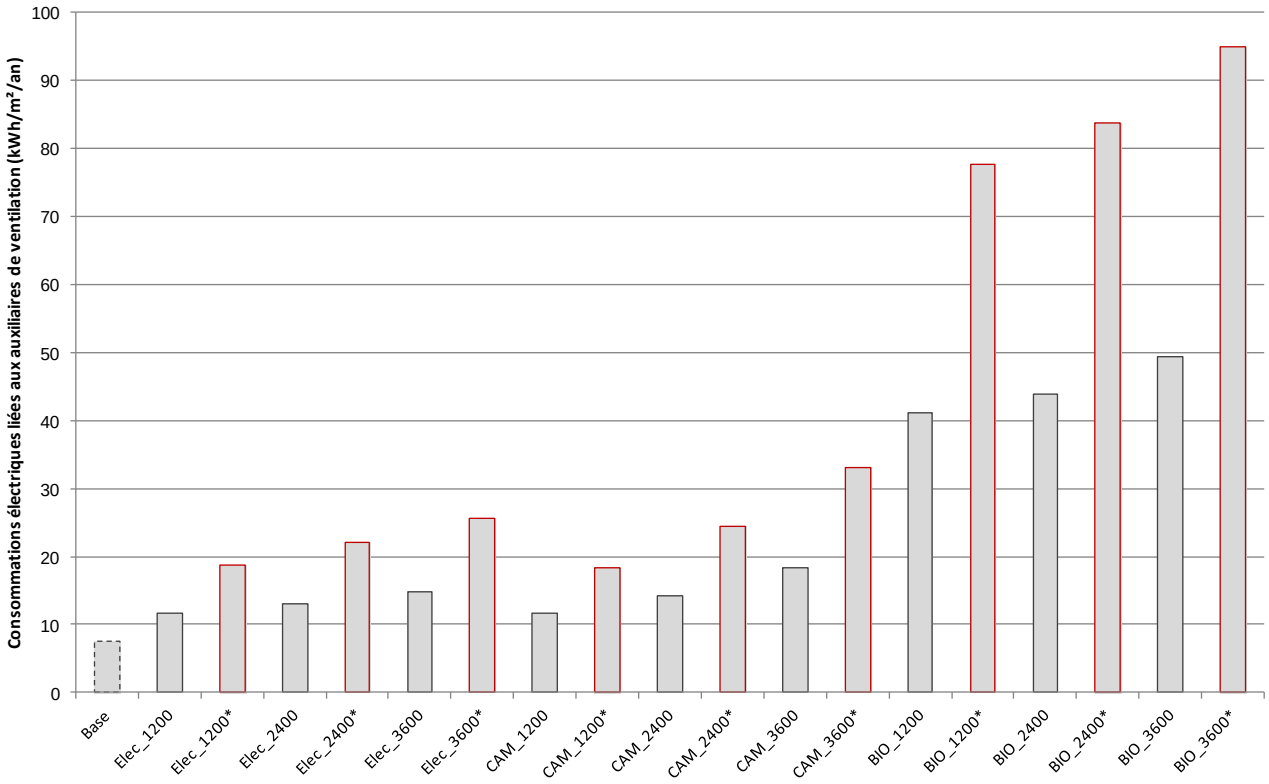


Figure 5.40 : Consommations électriques liées aux épurateurs eux-mêmes et aux auxiliaires de ventilation pour les trois solutions d'épuration, aux trois débits imposés, en fonctionnement continu et intermittent

On constate tout d'abord qu'au niveau de l'**exposition chronique** (sur les graphiques, c'est la moyenne, représentée par une croix, cf. Figure 5.13), le fonctionnement en continu ou intermittent a assez peu d'influence sur les niveaux de concentration des polluants gazeux pendant la période

d'occupation du bâtiment pour le formaldéhyde (Figure 5.14), l'acétaldéhyde (Figure 5.16), l'acétone (Figure 5.18), l'heptane (Figure 5.20) et le toluène (Figure 5.22). On constate en résumé que le fonctionnement permanent des épurateurs diminue l'exposition chronique d'au maximum 10 % par rapport au fonctionnement intermittent. Pour les particules, PM2,5 (Figure 5.30) et PM10 (Figure 5.34), l'impact sur l'exposition chronique est relativement faible également mais l'écart peut tout de même s'élever jusqu'à 25%, ce qui n'est quand même pas négligeable. C'est notamment le cas pour la solution d'épuration BIOWIND à 2400 m^3/h pour les PM2,5 (Figure 5.30) et pour l'électrofiltre à 1200 m^3/h pour les PM10 (Figure 5.34). L'exposition chronique vis-à-vis des microorganismes est beaucoup plus impactée par la limitation du temps de fonctionnement avec une diminution de l'ordre de 50 % pour *Aspergillus Niger* (Figure 5.21), et de 28 % à 65 % selon les systèmes et le débit de fonctionnement pour *Staphylococcus Epidermidis* (Figure 5.38).

Au niveau de l'**exposition aigüe**, on constate une nette diminution (entre 70 et 80 %) des pointes de concentration de formaldéhyde (Figure 5.14), d'acétaldéhyde (Figure 5.16), et de toluène (Figure 5.22) dans le cas d'un fonctionnement en continu par rapport à un fonctionnement intermittent. On peut également noter que pour ces trois polluants, la différence d'exposition aigüe entre le cas de base (sans système d'épuration) et le fonctionnement intermittent est assez faible. Le scénario d'intermittence adopté ici a donc peu d'impact sur l'exposition aigüe à ces trois polluants. Dans le cas de l'acétone (Figure 5.18), des PM2,5 (Figure 5.30), des PM10 (Figure 5.34), d'*Aspergillus Niger* (Figure 5.21) et de *Spaphylococcus Epidermidis* (Figure 5.38), l'atténuation des pointes de concentration par un fonctionnement permanent des épurateurs est plus faible entre (entre 8 et 26 % pour l'acétone et les particules, autour de 50 % pour les microorganismes), mais on constate que contrairement au formaldéhyde, à l'acétaldéhyde et au toluène, ces pointes sont déjà nettement abaissées entre le cas de base et le cas d'un fonctionnement intermittent du système. L'exposition aigüe vis-à-vis de l'heptane (Figure 5.20) n'est en revanche quasiment pas impactée par le mode de fonctionnement des épurateurs. L'explication réside dans la source d'émission qui est uniquement extérieure et très variable dans le temps. Les pointes de concentration extérieure survenant pendant la journée, donc en période d'occupation, le fait de faire fonctionner les systèmes pendant la nuit a peu d'influence sur l'exposition de pointe des occupants. Il convient de préciser que dans tous les cas, cette exposition aigüe est relativement faible puisqu'elle ne dépasse pas 5 $\mu g/m^3$.

A la lecture de ces résultats, la réduction de l'exposition aigüe apparaît donc comme l'argument principal en faveur d'un fonctionnement continu plutôt qu'intermittent des solutions d'épuration. L'analyse des profils de concentration journaliers du formaldéhyde pour la solution de filtration CAMFIL (Figure 5.41) permet de comprendre l'origine de cette observation, et d'aller plus loin dans la définition des stratégies de pilotage optimales. Le profil en trait continu correspond au fonctionnement intermittent (fonctionnement pendant la période d'occupation et arrêt pendant la nuit) pour un débit de 1200 m^3/h. Il montre que la concentration maximale à laquelle sont exposés les occupants est enregistrée à leur arrivée dans les locaux le matin. En absence de renouvellement d'air et avec le système d'épuration qui est inopérant pendant la nuit, les émissions internes du polluant contribuent à établir une concentration d'équilibre relativement élevée (60 $\mu g/m^3$) jusqu'à la remise en marche de la ventilation (8h) et de l'épuration par recyclage. Néanmoins, la décroissance de la concentration à partir de ce moment est rapide. Cela tend à indiquer que le problème de l'exposition aigüe associé à l'intermittence de la ventilation et de l'épuration peut être facilement effacé en avançant l'heure de remise en fonctionnement des systèmes. Le profil en pointillés de la Figure 5.41, qui correspond à une simulation avec une plage horaire de ventilation / épuration de même durée mais avancée d'une heure, montre que la concentration maximale en période d'occupation est alors atteinte en fin de journée et n'est plus que de 23 $\mu g/m^3$. Plus globalement, on montre qu'il y a donc dans le pilotage de la ventilation / épuration des marges de manœuvre qui doivent être exploitées, avec notamment des impacts forts sur l'exposition aigüe.

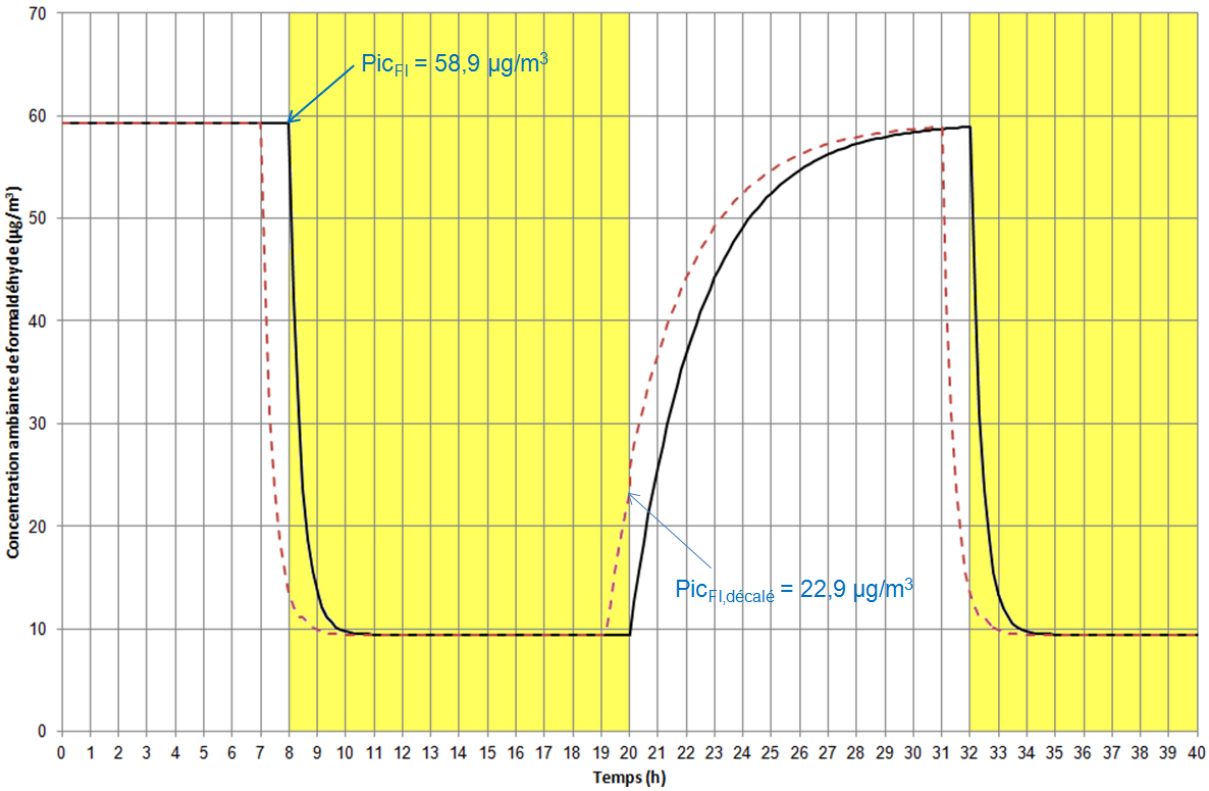


Figure 5.41 : Extrait du profil de concentration ambiante en formaldéhyde dans le cas de la solution d'épuration CAMFIL fonctionnement à 1200 m^3/h en période d'occupation (fonctionnement intermittent)

Le cas de l'ozone (Figure 5.26) est différent des autres polluants car il n'est pas analysé ici en tant que polluant épuré mais en tant que polluant émis (par l'électrofiltre). Au niveau de l'exposition chronique, on constate que l'impact du mode de fonctionnement est visible mais modéré (inférieure à 20 %). En revanche, l'exposition aigüe semble plus fortement impactée par l'intermittence. Les profils de concentration représentés en Figure 5.42 permettent d'analyser cette situation. Le fonctionnement intermittent est représenté en trait continu, tandis que le fonctionnement continu est représenté en traits pointillés. Dans les deux cas, pendant la journée, le renouvellement d'air permet de maintenir les concentrations intérieures en ozone à un niveau proche de 15 µg/m^3. En revanche, pendant la nuit, en fonctionnement continu de l'électrofiltre, l'arrêt de la ventilation fait croître la concentration d'ozone produit par l'épurateur jusqu'à une valeur d'équilibre proche de 45 µg/m^3 au petit matin (les infiltrations conjuguées aux dépôts à la surface des matériaux ne permettent pas de contenir la production d'ozone par l'électrofiltre). Le redémarrage de la ventilation n'intervenant qu'à 8h, cette concentration relativement élevée détermine l'exposition aigüe des occupants.

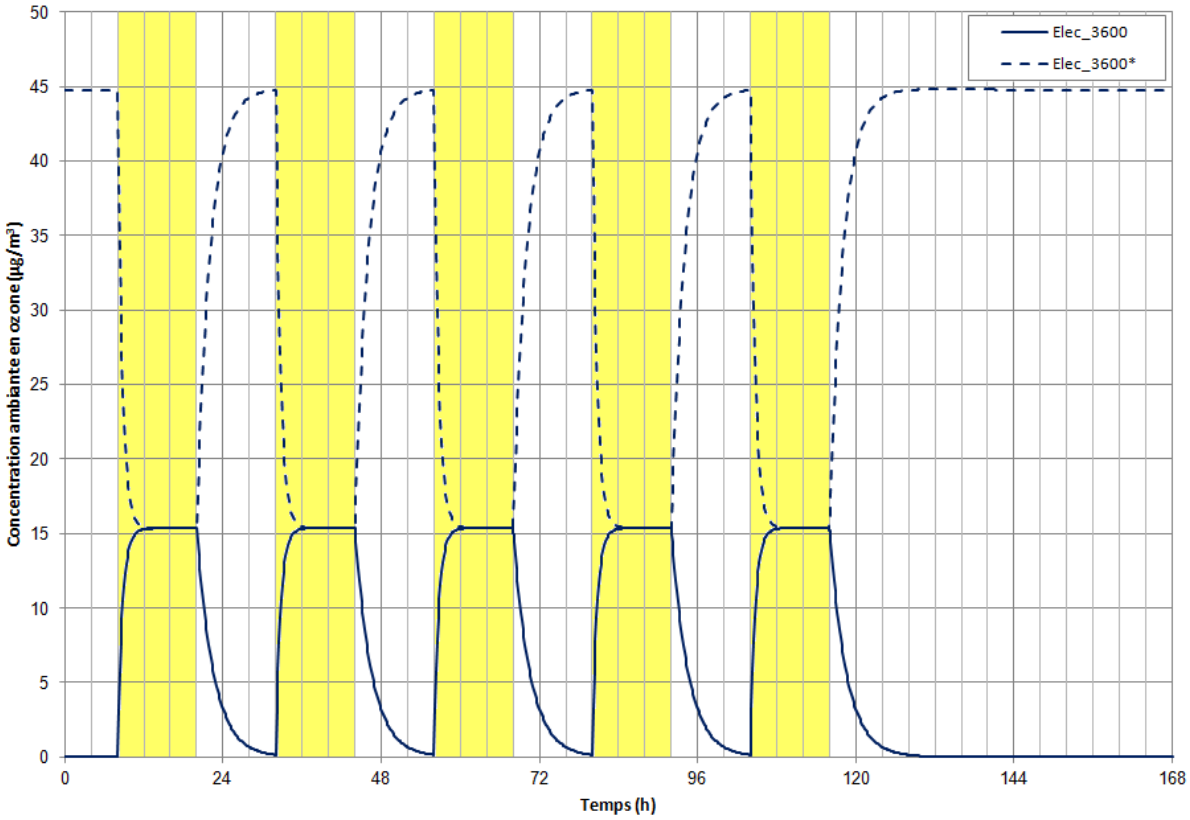


Figure 5.42 : Profil de concentration ambiante en ozone sur une semaine normale, sans jour férié, dans le cas de d'un fonctionnement à 3600 m³/h pour l'électrofiltre

Le constat du peu d'impact sur l'exposition chronique amène à conclure que l'impact sur la QAI du fonctionnement en continu ne justifie par la contrepartie énergétique engendrée. Il semble d'autant plus que des aménagements sur les horaires de démarrage et d'arrêt des systèmes en fonctionnement intermittent permettraient de diminuer très fortement les expositions de pointe des occupants pour un coût énergétique bien moindre que celui du fonctionnement continu.

Impact du débit entrant dans l'épurateur : 1200, 2400 ou 3600 m³/h

Trois débits de fonctionnement des systèmes d'épuration ont été simulés : 1200 m³/h, 2400 m³/h et 3600 m³/h. Dans le chapitre 4 (partie 4.2.3.2), une première méthode d'évaluation de l'impact du débit de fonctionnement sur la QAI a été réalisée via le calcul du Débit d'Air Epuré (DAE). Pour les particules (Figure 5.30 à Figure 5.37) et les microorganismes (Figure 5.21, Figure 5.38 et Figure 5.39), les conclusions issues de la simulation sont identiques à celles issues de cette première approche : quel que soit le système d'épuration, plus le débit d'air est important, plus la réduction des concentrations intérieures est importante.

Pour les polluants gazeux (Figure 5.14 à Figure 5.20 et Figure 5.22 à Figure 5.25), l'étude des DAE dans le chapitre 4 (partie 4.2.3.2) a montré que l'impact des systèmes d'épuration dépendait à la fois de la saison, des charges de pollution à traiter et du débit d'air traité par le système. Les résultats des simulations permettent d'analyser l'impact des systèmes d'épuration à travers une synthèse annuelle de leur comportement qui intègre une variabilité représentative de chacun des paramètres de la performance. On constate ainsi en premier lieu que l'exposition ne varie pas de manière linéaire en fonction du débit. Il n'y a pas de règle générale pour décrire son influence à l'échelle d'une année de fonctionnement. Pour le formaldéhyde (Figure 5.14 et Figure 5.15) et l'acétaldéhyde (Figure 5.16 et Figure 5.17), plus le débit est important, plus l'exposition est forte. Dans le cas de l'acétone (Figure

5.18 et Figure 5.19), de l'heptane (Figure 5.20) et du toluène (Figure 5.22 à Figure 5.25), l'exposition la plus forte est observée pour la valeur intermédiaire du débit à 2400 m³/h.

Pour l'ozone, le taux d'émission de l'électrofiltre grandissant avec le débit, on observe logiquement une augmentation de l'exposition avec l'accroissement du débit de recyclage.

Evidemment, au niveau énergétique, quel que soit le système, plus le débit de fonctionnement est grand, plus les consommations électriques liées aux auxiliaires de ventilation sont importantes.

5.3.2. Impacts sanitaire et énergétique des systèmes d'épuration

Notre évaluation des systèmes d'épuration consiste à analyser leur apport en terme d'amélioration de la QAI, et notamment leur capacité à atteindre les valeurs guides ou de gestion (Tableau 5.7), et à chiffrer la contrepartie énergétique à concéder, en comparaison d'un cas de base sans système particulier.

En termes de réduction de l'exposition (par rapport au cas de référence sans épurateur), le filtre moléculaire intégré à la solution CAMFIL ou au caisson BIOWIND et fonctionnant avec un débit de 1200 m³/h apparaît comme la solution la plus efficace pour contrôler les concentrations en polluants gazeux : l'exposition chronique des occupants est réduite de 47 % pour le formaldéhyde (Figure 5.14 et Figure 5.15), de 73 % pour l'acétaldéhyde (Figure 5.16 et Figure 5.17) et l'heptane (Figure 5.20), de 38 % pour l'acétone (Figure 5.18 et Figure 5.19), et de 73 % à 80 % pour le toluène (Figure 5.22 et Figure 5.25), suivant les sites. Il est en outre intéressant de relever que si l'efficacité mesurée du filtre moléculaire vis-à-vis du formaldéhyde atteignait au maximum 31 % (au débit le plus bas pour des concentrations voisines de 100 µg/m³, cf. partie 4.2.3.1), sa mise en œuvre dans le bâtiment permet de réduire de 50 % l'exposition chronique des occupants à ce polluant.

Pour les particules (Figure 5.30 à Figure 5.37), *Aspergillus Niger* (Figure 5.21) et *Staphylococcus Epidermidis* (Figure 5.38 et Figure 5.39), les meilleurs résultats sont cette fois enregistrés au débit le plus élevé (3600 m³/h) pour les trois solutions d'épuration. L'impact est très significatif puisque l'exposition chronique des occupants est réduite de 78 % (CAMFIL en Ile de France Périphérie et électrofiltre en Provence Urbain dense) à 89 % (BIOWIND en Ile de France Urbain dense) pour les PM2,5, de 65 % (électrofiltre en Provence Urbain dense) à 96 % (CAMFIL et BIOWIND en Ile de France Périphérie) pour les PM10, de 81 % pour *Aspergillus Niger* et de 74 % (CAMFIL) à 86 % (BIOWIND) pour *Staphylococcus Epidermidis*.

Dans l'absolu, les niveaux d'exposition obtenus révèlent un véritable intérêt des systèmes d'épuration puisqu'ils permettent d'atteindre les VLE du formaldéhyde, des PM10 et des PM2,5 (mis à part dans ce cas avec un débit de 1200 m³/h), quelles que soient les conditions environnementales. Les cibles retenues pour ces polluants sont pourtant des valeurs sanitaires reconnues comme étant très contraignantes. Pour les autres polluants, les expositions constatées sont très inférieures aux VLE mais elles le sont déjà dans le cas de base (sans épurateur).

Concernant les aspects liés à l'innocuité, les mesures sur banc d'essai avaient révélé des concentrations en ozone pouvant atteindre 58,5 µg/m³ à la sortie de l'électrofiltre (cf. partie 4.2.3.3). Néanmoins, on constate que l'impact sur l'exposition chronique n'est pas très important (de 2 à 4 µg/m³ sans épurateur, suivant le site géographique, contre 15 µg/m³ avec l'électrofiltre à 3600 m³/h) et que, dans tous les cas, l'exposition aigüe reste inférieure à la VLE correspondante (concentration maximale = 19 µg/m³ en fonctionnement intermittent et 45 µg/m³ en fonctionnement continu) (Figure 5.26 à Figure 5.29). La principale explication à cette observation réside dans la propension particulière de l'ozone à se décomposer chimiquement au contact des matériaux qui délimitent les ambiances intérieures (phénomènes représentés dans notre outil de simulation par le modèle linéaire de vitesse

de dépôt, cf. partie 3.2.4). De manière générale, ces résultats mettent clairement en évidence les biais, voire même les erreurs d'interprétation, qui peuvent résulter de l'appréciation de la performance ou du jugement de l'innocuité (émission de composés secondaires toxiques) des systèmes d'épuration aérauliques sur la base de la comparaison entre concentration mesurées à la sortie immédiate des appareils et valeurs toxicologiques de référence. Pour être objective, l'analyse doit impérativement être conduite sur la base des concentrations ambiantes, déterminées par les concentrations en sortie des appareils mais également par tous les processus physico-chimiques de transfert qui s'ensuivent (cf. partie 2.2). En ce sens, c'est en termes de flux de polluants primaires abattus et de composés secondaires produits que doivent être caractérisés les systèmes. Plus largement, ces résultats relatifs à l'ozone démontrent tout l'intérêt et le potentiel de la simulation numérique pour effectuer la conversion des flux en concentrations ambiantes puis en expositions des occupants. Du point de vue des approches actuelles en QAI et dans les conditions ici simulées, l'électrofiltre peut être jugé bénéfique bien qu'il soit émetteur d'ozone car le système est très efficace et consomme très peu d'énergie.

D'un point de vue énergétique, on constate que les consommations liées à la présence d'un système d'épuration dans le réseau CVC d'un bâtiment ne sont pas négligeables (Figure 5.40). Mais elles varient selon les systèmes. Même au plus faible débit de fonctionnement, avec un fonctionnement intermittent, les consommations sont multipliées par 8 entre la solution BIOWIND (33,5 kWh/m²/an) et les solutions CAMFIL et électrofiltre (4,1 kWh/m²/an).

Dans le contexte de Bâtiment à Basse Consommation et dans un objectif de satisfaction de la règlementation thermique actuelle et future (bâtiment à énergie positive à l'horizon 2018-2020), ces consommations apparaissent, quelle que soit la solution d'épuration, rédhibitoires. Prenons comme référence la valeur de 70 kWh_{ep}/m²/an, qui correspond à l'exigence minimale règlementaire moyenne actuelle (50 kWh_{ep}/m²/an x 1,40, le coefficient modulateur pour les bâtiments de bureaux, que l'on peut également moduler selon la localisation géographique et l'altitude). En gardant à l'esprit que l'énergie absorbée par les systèmes et les ventilateurs est électrique, donc affectées d'un coefficient 2.58 pour sa conversion en énergie primaire, on note en effet que la surconsommation liée à la présence des systèmes représente, en fonctionnement intermittent, de 15 % à 26 % de la consommation totale admissible pour l'électrofiltre, de 15 % à 40 % pour la solution CAMFIL et de 123 % à 154 % pour la solution BIOWIND. Aucune des solutions étudiées n'est règlementairement compatible. De ce point de vue, la conciliation QAI et efficacité énergétique dans les bâtiments s'annonce difficile à résoudre.

Du point de vue de la facture énergétique, les consommations liées aux épurateurs eux-mêmes et aux auxiliaires de ventilation ne sont pas négligeables non plus : on comptabilise, toujours en considérant uniquement un fonctionnement intermittent des systèmes, un coût compris entre 93 € et 161 €/an pour l'électrofiltre, entre 92 € et 245 €/an pour la solution CAMFIL et entre 756 € et 942 €/an pour la solution BIOWIND (en considérant un coût de l'électricité à 0,14 €/kWh). Ces valeurs ne comprennent que les coûts liés aux consommations énergétiques. Pour obtenir une vision plus complète du coût énergétique global de ces solutions, il faut leur ajouter les coûts d'achat, d'entretien et de maintenance. Le coût d'un système d'épuration est donc significatif pour un gestionnaire de bâtiment.

5.3.3. Hiérarchisation des solutions de contrôle de la QAI

L'ultime étape de l'analyse des résultats de simulation est la hiérarchisation des différentes solutions d'amélioration de la QAI testées sur un critère d'optimum entre amélioration de la qualité de l'air et consommation énergétique. Dans cette dernière partie de l'étude, seuls les fonctionnements

intermittents des systèmes ont été considérés au vu des conclusions précédemment établies. Pour parvenir à comparer les systèmes entre eux, un indice unique est nécessaire. Notre choix s'est porté sur un indice adimensionnel *I* défini comme le ratio entre deux indices normalisés eux aussi adimensionnels. Le premier mesure l'amélioration de la qualité de l'air relativement au polluant considéré, sur un critère d'expositions chronique. Le second mesure la consommation énergétique du bâtiment intégrant le système d'épuration. Les deux cas de ventilation avec un débit supérieur aux exigences minimales règlementaires ont été intégrés à l'analyse afin de pouvoir juger de l'intérêt, sur ces critères sanitaire et énergétique, de recourir à l'épuration plutôt qu'à une augmentation du renouvellement d'air. En conséquence, les consommations retenues pour calculer l'indice énergétique sont incluent les postes chauffages / climatisation et auxiliaires de ventilation. Les besoins en chauffage et climatisation calculés ont ainsi été traduits en consommations d'énergie primaire en considérant que la production d'énergie est assurée par une pompe à chaleur réversible ayant un coefficient de performance égal à 3 en mode chauffage comme en mode rafraîchissement (en d'autres termes, les besoins en chauffage et climatisation représentés sur les figues précédentes sont divisés par 3 pour obtenir la consommation relative à ces usages thermiques). Le fait de comparer des consommations totales, et non pas que des surconsommations liées aux épurateurs et aux auxiliaires de ventilation, tend évidemment à diminuer les écarts entre les différentes configurations.

- Indice d'amélioration de la QAI
  L'indice traduisant l'amélioration de la qualité de l'air engendrée par la mise en place d'un système d'épuration ou du renforcement de la ventilation est défini par :

$$I_{QAI} = \frac{Ex_{chronique}^{max} - Ex_{chronique}}{Ex_{chronique}^{max} - Ex_{chronique}^{min}} \qquad \text{Équation 5.5}$$

  Où : $Ex_{chronique}$ est l'exposition chronique au polluant considéré pour la solution simulée, et

  $Ex_{chronique}^{max}$ et $Ex_{chronique}^{min}$ désignent respectivement les expositions chroniques maximale et minimale obtenues sur l'ensemble des solutions simulées

  I_{QAI} est compris entre 0 et 1. Plus sa valeur est élevée, plus la réduction d'exposition chronique est importante par rapport à la valeur maximale (qui correspond au cas de base), et donc meilleure est la solution vis-à-vis de la QAI

- Indice de (sur)consommation énergétique
  L'indicateur d'impact énergétique est construit sur le même principe que l'indice d'amélioration de la qualité de l'air intérieur. Il est défini par la relation :

$$I_{énergie} = \frac{E - E_{min}}{E_{max} - E_{min}} \qquad \text{Équation 5.6}$$

  Où : *E* désigne la consommation d'énergie du bâtiment pour la solution simulée, et

  E_{min} et E_{max} désignent respectivement les consommations maximales et minimales relevées sur l'ensemble des solutions simulées.

  $I_{énergie}$ est lui aussi compris entre 0 et 1 mais dans ce cas la performance est d'autant meilleure que la consommation induite est faible, c'est-à-dire que l'indice est proche de 0.

- Indice de performance globale :
  Comme mentionné ci-dessus, l'indice de performance globale correspond au ratio entre les indices d'amélioration de la QAI et de surconsommation énergétique :

$$I = \frac{I_{QAI}}{I_{énergie}}$$ Équation 5.7

Cette définition génère un indicateur par polluant. Compte tenu du sens et du domaine de variation des deux indices qui le composent, *I* varie entre 0 et l'infini. Les valeurs les plus élevées dénotent des performances les plus intéressantes en termes de compromis entre efficacité sanitaire et effort énergétique à consentir. Une même augmentation de l'indice peut être due à une amélioration de la QAI ou à une diminution des consommations énergétiques, ou aux deux. Il est impossible d'attribuer l'impact de chaque composante à la variation de l'indice. Mais, il est important de relever que la formulation de *I* permet d'attribuer le même poids aux composantes sanitaire et énergétique. Il s'agit d'un choix arbitraire qui peut avoir une influence sur les conclusions de l'analyse. Du point de vue méthodologique, il s'agit d'une méthode simple qui de plus peut être modifiées aisément pour s'adapter aux sensibilités, aux priorités ou aux contraintes de son utilisateur.

Les valeurs de l'indice "*I*" ont été représentées sur les Figures 5.43 à 5.46, chaque figure correspondant à un site. Neuf des polluants étudiés figurent en abscisse : l'ozone n'apparait pas car il ne participe pas à l'amélioration de la QAI. Pour chaque polluant, les indices ont été calculés pour chacune des trois solutions d'épuration ayant démontré une action tangible sur au moins un polluant, pour chacun des trois débits de fonctionnement, et pour les deux solutions de sur-ventilation.

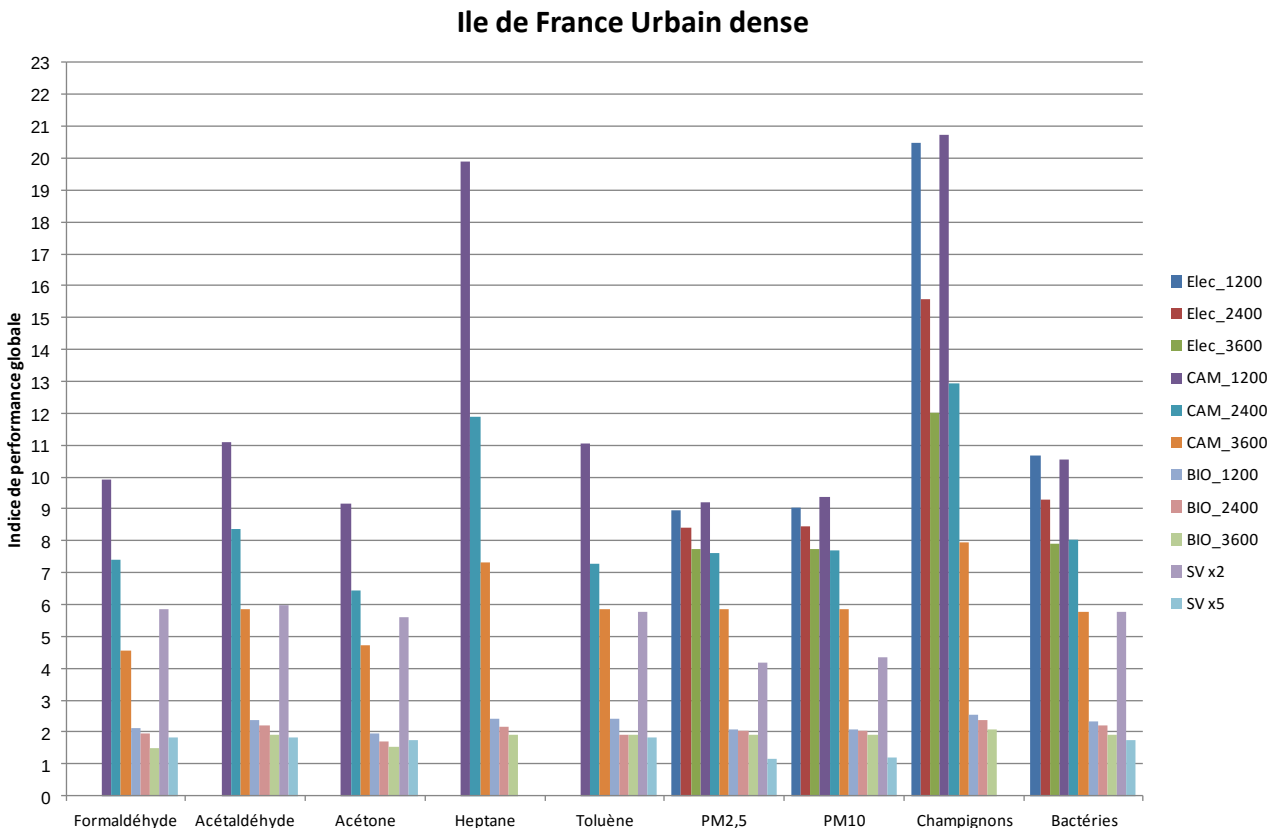


Figure 5.43 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Ile de France Urbain dense

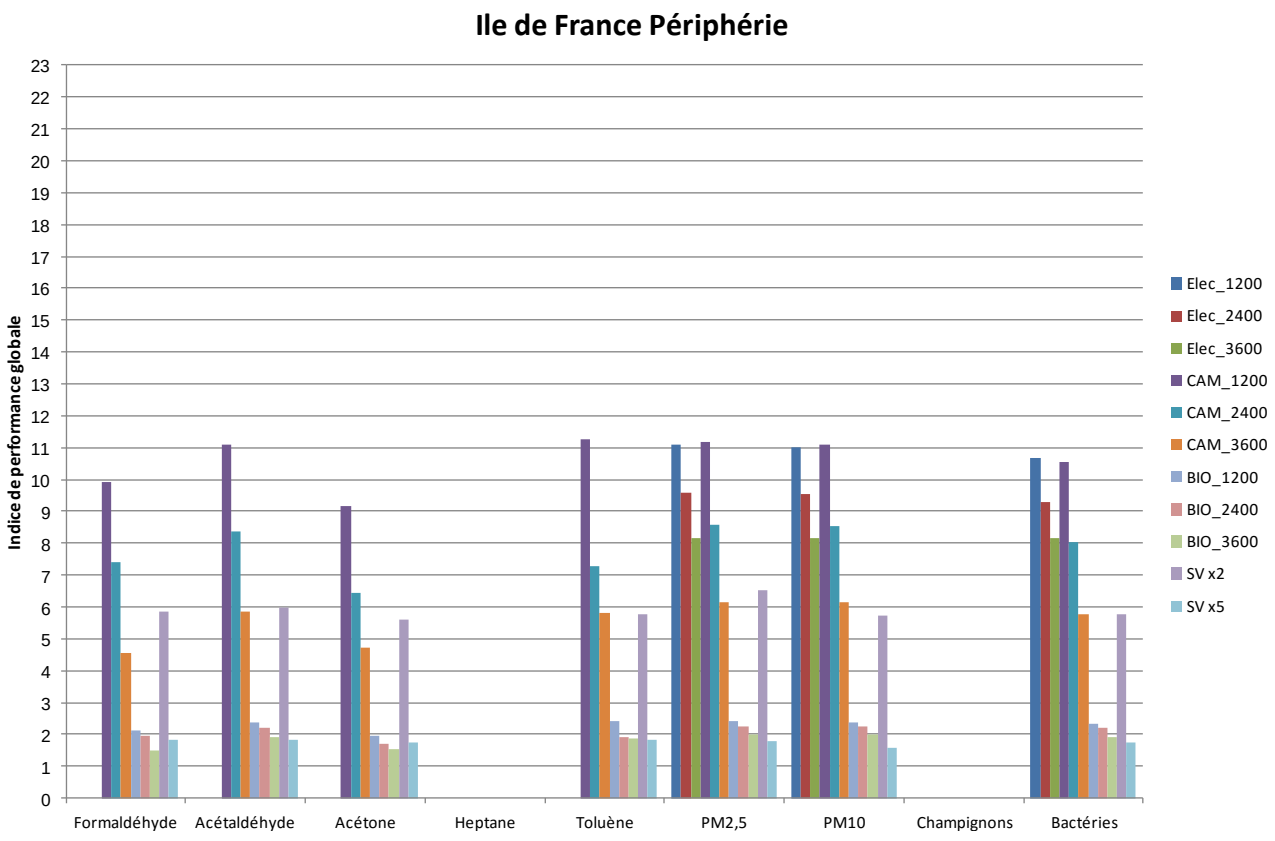


Figure 5.44 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Ile de France Périphérie

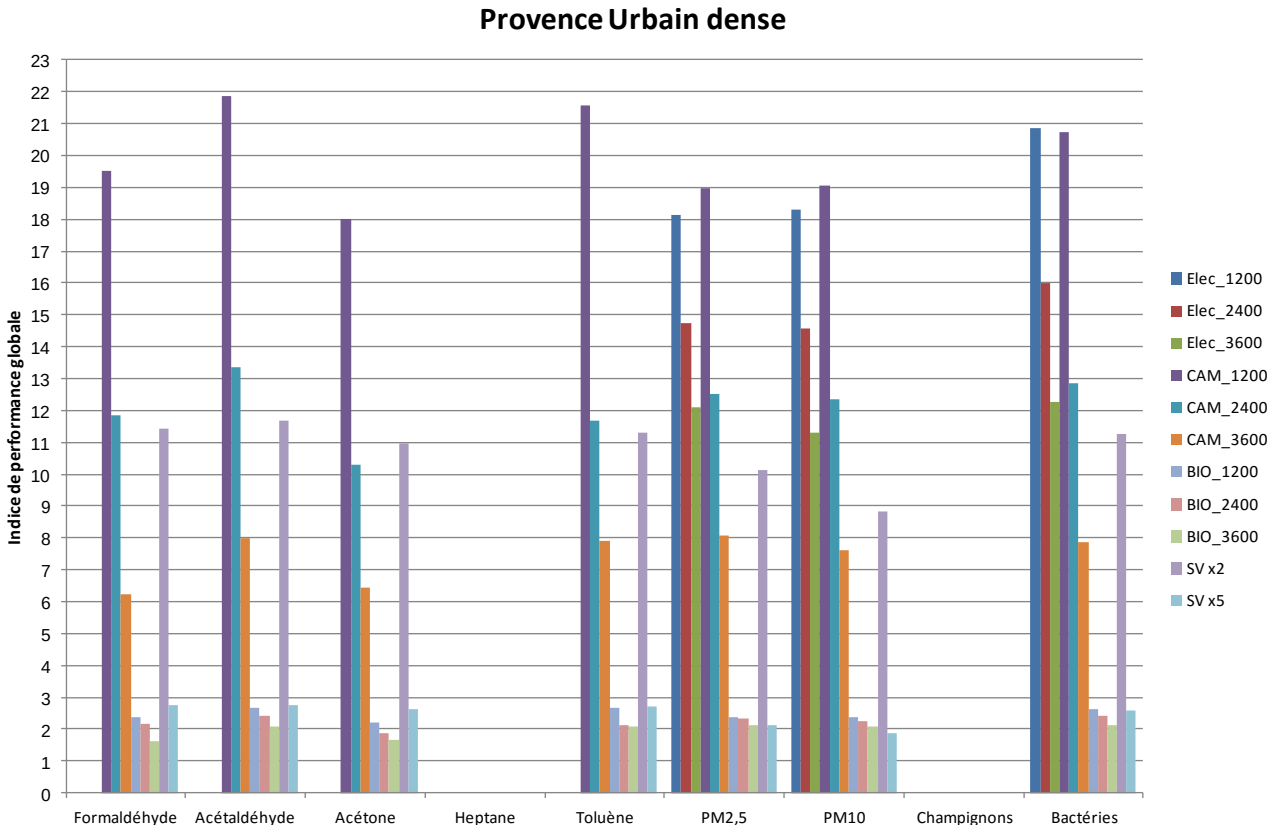


Figure 5.45 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Provence Urbain dense

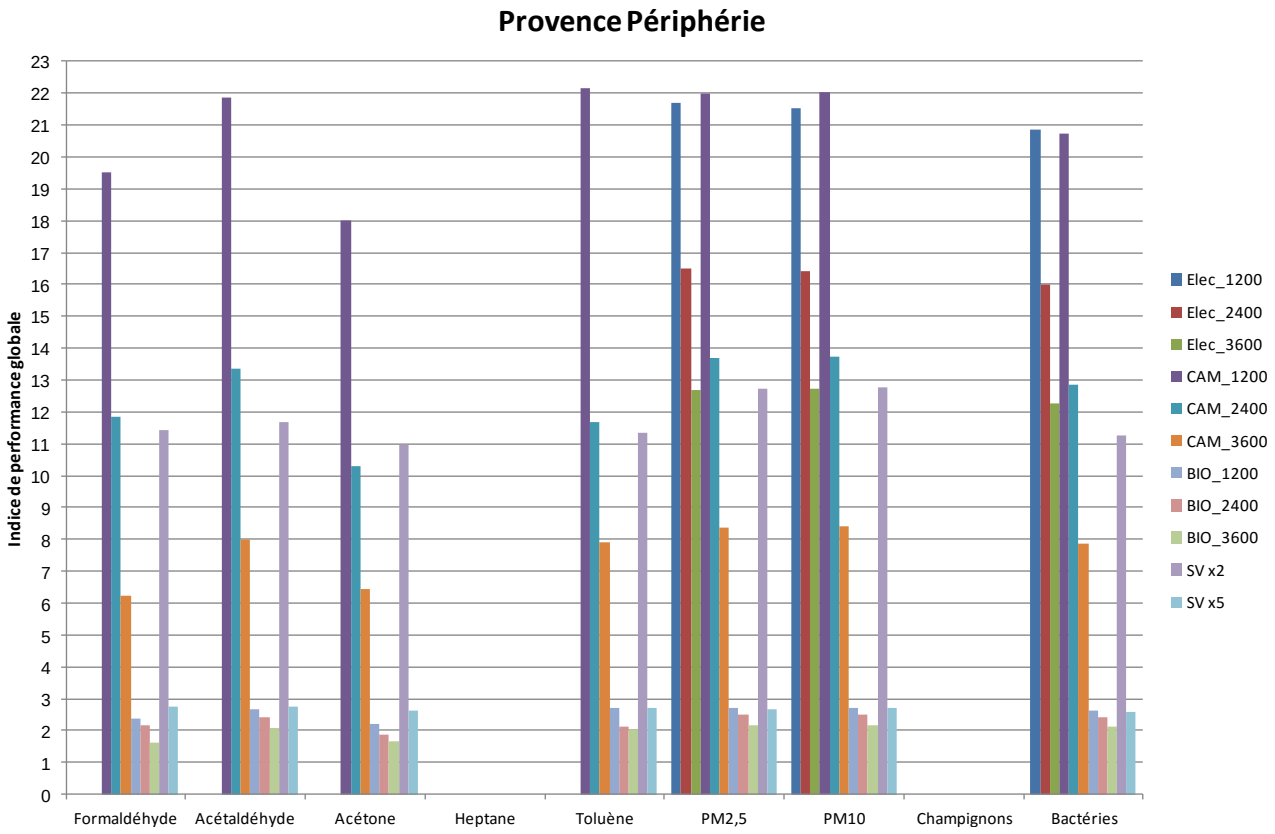


Figure 5.46 : Valeurs des indices de performance globale pour le site Provence Périphérie

La visualisation globale de ces quatre graphiques amène rapidement deux constats :

- Les indices de performance globale sont tous plus élevés en Provence (maximum autour de 22) qu'en Ile-de-France (maximum autour de 11) ;
- Les histogrammes correspondant à l'heptane et au champignon n'apparaissent qu'en Ile de France Urbain dense.

Les indices plus élevés en Provence s'expliquent principalement par le fait que les indices de consommation énergétique sont deux fois plus faibles en Provence qu'en Ile-de-France. En effet, $I_{énergie}$ est un indice qui n'est pas régionalisé. La différence de charges climatiques entre l'Ile de France et La Provence est importante. Les consommations énergétiques sont ainsi comprises entre 20 et 108 kWh/m²/an (E_{max}) pour l'Ile de France et entre 16 (E_{min}) et 59 kWh/m²/an pour la Provence. Quant à l'*heptane* et à *Aspergillus Niger*, ces deux polluants qui ne sont émis qu'à l'extérieur, les données dont nous disposons ne montrent aucune émission en Ile de France Périphérie et en Provence.

Sur la base des hypothèses considérées, quel que soit le site concerné, la solution d'épuration CAMFIL fonctionnant avec un débit de 1200 m³/h apparait comme la solution optimale pour tous les polluants, sauf pour *Staphylococcus Epidermidis* où l'électrofiltre fonctionnant dans les mêmes conditions de débit affiche des valeurs de l'indice "*I*" légèrement supérieures (10,7 contre 10,5 en Ile de France et 20,9 contre 20,7 en Provence). Ces résultats sont logiques pour les polluants gazeux car l'analyse des débits d'air épurés a montré un fort impact sur la QAI à 1200 m³/h, et que ce débit minimal de fonctionnement correspond évidemment à la plus faible consommation d'énergie. Ils sont en revanche moins intuitifs pour les particules et les microorganismes, pour lesquels l'analyse du paragraphe 4.2.3.2 mettait en avant une augmentation quasi linéaire du débit d'air épuré avec le débit d'air traité. Dans les faits, l'optimum enregistré à un débit de 1200 m³/h signifie que sous les hypothèses considérées, et notamment le même poids relatif attribué aux composantes sanitaire et

énergétique, la réduction d'exposition chronique engendrée par l'augmentation du débit d'air ne justifie pas la surconsommation d'énergie induite.

Dans l'optique d'un classement des systèmes, on note que la solution CAMFIL et l'électrofiltre présentent des indices qui sont globalement équivalents pour les particules et les microorganismes, et que ces deux solutions apparaissent comme étant les meilleures quelles que soient les conditions climatiques et environnementales du site. La plus-value de la solution CAMFIL est évidemment qu'elle couvre un spectre de polluants beaucoup plus large que l'électrofiltre. Mais il y a bien évidemment d'autres considérations qui peuvent entrer en compte dans le choix du système, comme par exemple le coût d'investissement, ou encore le coût nécessaire pour la maintenance du système. Le système BIOWIND, de par l'inefficacité de son réacteur photocatalytique vis-à-vis des polluants gazeux et la très forte puissance des lampes UV apparaît très clairement comme une solution à déconseiller, sinon à proscrire, dans le cadre de bâtiment à pollution non spécifique, avec des indices de performance globale toujours inférieurs à 3.

Concernant la confrontation entre épuration et ventilation, il ressort également nettement des graphiques que la sur-ventilation à un débit cinq fois plus important que le débit hygiénique ne constitue pas une solution pertinente pour contrôler la qualité de l'air. Ce débit de sur-ventilation semble en effet exagéré avec des indices de performance globale aussi bas que ceux de la solution BIOWIND. Pour un taux de renouvellement d'air qui n'est que doublé, les valeurs de l'indice "*I*" restent nettement inférieures à celles affichées par la solution CAMFIL et l'électrofiltre fonctionnant dans les conditions de débit optimales, mais elles atteignent et dépassent même pour certains polluants les épurateurs lorsque ces derniers opèrent à un débit qui n'est pas optimal. On peut également noter que l'indice est toujours plus élevé et par la même occasion plus proche des valeurs relatives aux épurateurs en Provence qu'en Ile de France, du fait bien sûr du climat et des moindres charges de chauffage qui en résultent. Compte tenu de la tendance observée, il serait intéressant de répéter les simulation pour des taux de renouvellement d'air compris entre 1 et 2 fois le débit hygiénique afin de tenter de détecter un optimum de l'indice "*I*", et de déterminer si la sur-ventilation peut être concurrentielle à l'épuration pour cet optimum. Le principal avantage de la ventilation par rapport à l'épuration est que la dilution de l'air intérieur agit sur tous les polluants d'origine intérieure, sans distinction d'efficacité liée à la nature des substances ou des espèces polluantes.

Chapitre 6

Conclusions et perspectives

Les travaux conduits dans le cadre de cette thèse ont permis d'explorer le domaine de l'épuration de l'air intérieur dans les immeubles de bureaux, un domaine d'étude qui reste marginal et largement méconnu des acteurs du bâtiment. Le nombre de systèmes CVC qui a pu être recensé témoigne effectivement d'un marché de niche si on le compare au nombre d'appareils autonomes de tous types qui sont proposés à la vente, et même désormais au nombre de matériaux de construction et de décoration qui mettent en avant des propriétés d'épuration de l'air intérieur. Une des explications est sans doute que les fabricants ou distributeurs de ce type d'épurateurs ont pour l'heure préférentiellement ciblé les bâtiments où il existe des contraintes et des exigences de qualité de l'air clairement établies. La prise de conscience collective des problématiques sanitaires liée à la qualité de l'air intérieur conjuguée au développement de la règlementation, ouvre néanmoins de nouvelles perspectives d'applications pour les systèmes d'épuration centralisés. C'est précisément dans cette optique qu'a été positionnée l'étude. Le but de ces travaux de thèse était en effet d'évaluer l'impact de la mise en place de solutions d'épuration intégrées aux réseaux de ventilation d'un bâtiment, sur l'exposition des occupants à une liste de polluants cibles et sur les consommations énergétiques du bâtiment : de combien peut-on diminuer l'exposition des occupants ? Quelle est la contrepartie énergétique à concéder ? Est-elle acceptable dans un bâtiment à basse consommation tel qu'il est défini actuellement ? Ce sont les questions auxquelles nous avons tenté d'apporter une réponse.

Le nombre d'articles recensés dans l'étude bibliographique a confirmé l'intérêt que suscite l'épuration de l'air, tous types de produits confondus, dans la communauté scientifique. Elle nous a dans le même temps permis de mesurer toute l'étendue potentielle du problème, et sa complexité, de par la diversité des techniques, leur champ d'action sur la QAI, les nombreuses manières de les mettre en œuvre, et les différents paramètres qui déterminent leur efficacité, ces derniers aillant qui plus est une influence croisée. L'étude bibliographique nous a également permis de constater que les systèmes étaient majoritairement étudiés dans le cadre d'applications domestiques, caractérisées par de relativement faibles débits d'air. Les études centrées sur des systèmes CVC destinés aux bâtiments tertiaires, ou susceptibles d'être utilisés dans ce cadre, sont très peu nombreuses et leurs conclusions prêtent parfois à caution compte tenu des conditions peu réalistes dans lesquelles les mesures ont été réalisées. Dans tous les cas les quelques tendances et données recensées ne permettent pas d'établir des règles générales de choix ou de hiérarchisation d'un système plutôt qu'un autre dans une situation donnée. Dans ce contexte, la voie qui nous est apparue évidente pour étudier le problème est une stratégie couplant expériences et la modélisation numérique des bâtiments intégrant les systèmes d'épuration. En dépit des inévitables incertitudes et précautions d'usage que suscitent les hypothèses qui la caractérise, la simulation dynamique constitue en effet le seul moyen pour exprimer l'impact des systèmes en termes d'exposition des occupants, tirer des conclusions qui présentent une

certaine généricité (c'est-à-dire non spécifiques à un bâtiment précis), et surtout établir une passerelle avec la question de la consommation énergétique des bâtiments, qui est prégnante, pour ne pas dire prépondérante, de nos jours.

Une bibliothèque de modèles a ainsi été développée dans le cadre de nos travaux (Chapitre 3). L'enjeu était de coupler, dans un environnement de simulation multizone, la thermique du bâtiment aux phénomènes advectifs, diffusifs et d'interaction avec les matériaux qui président au transport des polluants gazeux et particulaires dans les réseaux aérauliques et dans les espaces de vie. Des tests de cohérence menés avec succès ont permis de vérifier que les dynamiques de concentrations issues des lois implémentées étaient correctes. Cette étape des travaux a démontré la faisabilité de nos objectifs initiaux : 1- la création de modèles qui permettent de coupler les phénomènes liés à la thermique et ceux liés à la QAI, 2- d'étudier tous les polluants, quelque soit leur type, gazeux ou particulaire, simultanément. Il est intéressant de constater que notre approche de modélisation QAI, couplant les polluants à des modèles aérauliques, n'a jamais posé de problème numérique spécifique. Les problèmes que nous avons rencontrés ont toujours été imputables à l'aéraulique seule. On peut notamment citer l'assemblage en série de modèles aérauliques élémentaires (modèles de la forme $Q = f(\Delta P)$) et le fonctionnement en débit variable d'une boucle de recyclage. Dans le cadre de cette étude nous avons contourné ces problèmes en travaillant avec des circuits aérauliques équivalents (avec en outre des avantages en temps calcul et en fiabilité) et en nous limitant à des circuits de recyclage à débits constants ou variant entre deux paliers selon l'occupation. Les simulations effectuées dans ces conditions nous ont tout de même permis de réaliser des analyses couplées thermiques et QAI intéressantes et de montrer ainsi la faisabilité de ces approches nouvelles. Bien évidemment, il serait intéressant dans ce contexte d'engager les études de validation qui permettront à terme de vérifier la robustesse des modèles développés et des processus qui leurs sont associés.

Pour alimenter ces modèles et réaliser des simulations de bâtiments réalistes, deux études expérimentales distinctes ont été menées (Chapitre 4). L'une concernait la caractérisation des capacités de sorption des matériaux vis-à-vis de composés organiques volatils, et l'autre la qualification sanitaire et énergétique de six systèmes d'épuration actuellement commercialisés en Europe. Au-delà des expérimentations mises en place, il convient de souligner l'ambition des deux projets en termes de nombre de polluants pris en compte, et, en ce qui concerne les gaz, à des concentrations représentatives des faibles niveaux rencontrés dans l'air intérieur. Ceci a suscité de nombreux problèmes techniques, au niveau de la génération des polluants notamment, a impliqué des précautions particulières au niveau de l'échantillonnage et de l'analyse, et rend finalement l'interprétation des résultats plus délicats du fait de l'incertitude relative sur les concentrations mesurées. Malgré les difficultés métrologiques rencontrées, liées aux exigences définies, les bancs d'essai et protocoles sont opérationnels et ont permis d'obtenir des résultats de qualité.

Les essais sur la caractérisation des capacités de sorption des matériaux vis-à-vis des polluants gazeux ont permis d'améliorer l'utilisation du modèle d'interaction k_a / k_d, couramment utilisé dans les outils de simulation de la QAI, en faisant varier, pour chaque couple polluant / matériau, les coefficients du modèle en fonction de la saison (été et hiver sont distinguées par deux couples température / humidité différents) et de la concentration ambiante.

En ce qui concerne la qualification sanitaire et énergétique des systèmes d'épuration, les résultats obtenus sont au final très contrastés. Pour deux systèmes, aucun abattement des concentrations en polluants n'a pu être mis en évidence. Pour un troisième, la consommation d'énergie induite est plus importante que pour tous les autres avec un gain en efficacité très faible voire nul. Enfin, deux systèmes présentent véritablement un potentiel intéressant au regard de leurs débits d'air épurés, de leur spectre d'action sur la pollution de l'air intérieur, et de leur impact énergétique. Il est important de préciser que les conclusions qui ont pu être tirées de leurs performances respectives ne doivent en aucun cas être généralisées à l'ensemble des appareils qui utilisent les mêmes technologies d'épuration. En d'autres termes, ce sont bien des produits référencés commercialement qui ont été

évalués, et non des procédés d'épuration : la performance dépend de la mise en œuvre de la technologie et de son dimensionnement, qui sont spécifiques à chaque produit. Les résultats obtenus montrent également que le niveau de la charge de pollution à traiter par le système peut fortement impacter son efficacité, et que les efforts expérimentaux consentis dans cette thèse pour mener des essais à des niveaux de concentration représentatifs de ceux rencontrés dans les bâtiments étaient indispensables. Trop d'études scientifiques sur l'épuration de l'air intérieur donnent des résultats qui sont en pratique inexploitables parce que les essais ont été menés à des concentrations irréalistes. Les travaux réalisés ici fournissent des éléments chiffrés objectifs et détaillés pour juger de l'intérêt de recourir aux systèmes CVC plutôt qu'à l'utilisation de systèmes autonomes ou à une augmentation du débit de ventilation, et pour choisir la solution la plus adaptée au contexte du bâtiment concerné.

Pour illustrer la capacité d'étude acquise grâce aux développements numériques et expérimentaux qui ont été réalisés dans le cadre des travaux de thèse, une zone de bureaux d'un bâtiment tertiaire type a été simulée pour deux zones climatiques et pour deux types de pollution extérieure (Chapitre 5). Des scénarios d'émission interne de polluants ont été constitués sur la base de données bibliographiques, et les trois systèmes d'épuration ayant montré des performances tangibles ont été représentés par des lois de comportement établies à partir des résultats expérimentaux. L'ensemble des simulations réalisées conduit à tirer trois conclusions importantes :

1- Dans tous les cas d'étude, les solutions d'épuration, dans leur mode de fonctionnement optimal, sont globalement plus performantes que les deux solutions de sur-ventilation envisagées. Rappelons néanmoins encore une fois que les modèles n'intègrent pas les évolutions dans le temps de l'efficacité des systèmes d'épuration et de leur consommation d'énergie. La prise en compte de telles évolutions pourrait changer cette conclusion.

2- Il est important d'évaluer une solution d'épuration dans le contexte spécifique du bâtiment dans lequel il doit être mis en œuvre, et non pas sur la seule base de la performance intrinsèque du système. Par exemple, le filtre moléculaire montre vis-à-vis du formaldéhyde des efficacités intrinsèques plutôt faibles (inférieures à 30 %), mais sa mise en œuvre dans le réseau de ventilation permet de diminuer l'exposition des occupants de 50 % et ainsi d'atteindre la valeur guide règlementaire de 10 µg/m^3. Dans le même esprit, on a pu voir que bien que l'électrofiltre émette de l'ozone en des quantités significatives, les occupants n'y sont exposés qu'à des concentrations deux fois plus faibles que la valeur limite d'exposition recommandée.

3- Dans tous les cas d'étude, les consommations énergétiques engendrées par la mise en œuvre d'une solution d'épuration ne sont pas compatibles, ou très difficilement compatibles, avec les exigences règlementaires actuelles des bâtiments basse consommation.

Ces conclusions sont évidemment à considérer en conservant à l'esprit les nombreuses hypothèses de simulation et le périmètre d'étude, restreint à deux zones climatiques et trois solutions d'épuration fonctionnant à débit fixe. Les résultats obtenus montrent que d'importants potentiels d'optimisation pourraient être exploités par le pilotage des installations de ventilation/épuration. D'autres points de repère que la sur-ventilation auraient en outre pu être considérés pour juger de l'intérêt de recourir aux systèmes d'épuration CVC. Les modèles développés peuvent par exemple également permettre de simuler une ventilation avec récupération de chaleur, stratégie qui nécessite elle aussi une évaluation à la fois énergétique et sanitaire. Il est d'ailleurs important de noter que récupération de chaleur et épuration ne sont pas des concepts antinomiques. Il est parfaitement possible d'imaginer pousser encore plus loin l'analyse en étudiant par la simulation le potentiel énergético-sanitaire de stratégies d'épuration combinées à une récupération de chaleur sur l'air extrait.

A l'avenir, il est également envisageable que l'outil de simulation développé puisse servir de support à des études au champ plus vaste visant à la définition de solutions optimales en termes d'énergie et de QAI. Rappelons que l'épuration est aujourd'hui considérée comme l'ultime solution à envisager pour le contrôle de la QAI. D'autres actions doivent être mises en place en priorité, notamment la diminution des sources d'émission par le changement de comportement des occupants et la sélection de matériaux peu émetteurs. Le spectre d'études potentielles à mener est donc très large et peut nécessiter des développements importants sur la modélothèque actuelle. Les fonctionnalités QAI de l'outil ont pour l'heure été développées dans le contexte de l'évaluation de solutions d'épuration intégrées. Parmi les voies de développement potentielles figurent notamment la modélisation de la diffusion des polluants entre la surface et le cœur des matériaux, l'intégration de modèles de transfert de la vapeur d'eau et de ses nombreuses influences sur les transferts de polluants, ou l'implémentation de modèles capables de représenter les effets de la réactivité chimique en air intérieur. Il convient désormais de s'appuyer sur les résultats des études récentes qui se sont intéressées à chacun de ces processus pour juger de leur impact sur la QAI et prioriser ainsi les actions à mener.

Enfin, indépendamment de toutes considérations relatives à la modélisation et à l'épuration, les travaux réalisés font ressortir l'impérieuse nécessité de disposer d'un indicateur global de QAI pour faciliter l'évaluation multicritère de stratégies de contrôle de la qualité des environnements intérieurs. Les résultats des simulations ont ici volontairement été interprétés polluant par polluant, en distinguant qui plus est exposition aigüe et chronique, afin de respecter les principes de l'évaluation des risques édictés par les connaissances actuelles en matière de toxicologie. Force est de constater qu'il en résulte une interprétation lourde, très nuancée, et sans doute difficile d'accès pour quiconque non investi dans le domaine de la QAI. L'élaboration d'un indice de QAI multi-polluants qui ait une réalité sanitaire n'est malheureusement pas une perspective nouvelle, mais un vœu exprimé par la communauté du bâtiment depuis plusieurs années. Il s'agit assurément là d'un verrou important à lever pour permettre une meilleure prise en compte des problématiques de qualité de l'air dans la construction.

Références bibliographiques

ABADIE, M. (2000). Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation. *Thèse de doctorat - Université de La Rochelle* .

ABADIE, M., & BLONDEAU, P. (2011). PANDORA database: a comPilAtioN of inDOor aiR pollutant emissions. *HVAC&R Research* (17(4)), 602-613.

ABADIE, M., LIMAM, K., & ALLARD, F. (2001). Indoor particle pollution: effect of wall textures on particle deposition . *Building and Environment* (36(7)), 821-827.

AFNOR. (2011). NF EN 13053 : Ventilation des bâtiments - Caissons de traitement d'air - Classification et performance des unités, composants et sections.

AFNOR. (2007). Norme NF EN 13779 : Ventilation dans les bâtiments non résidentiels - Exigences de performances des systèmes de ventilation et de conditionnement d'air.

AFNOR. (2010). Norme NF ISO 16814 : Conception de l'environnement des bâtiments - Qualité de l'air intérieur - Méthodes d'expression de la qualité de l'air intérieur pour une occupation humaine.

AICVF. (2007). Recommandations : Qualité de l'Air Intérieur et Ventilation. *Association des Ingénieurs en Climatique, Ventilation et Froid. ISBN 978-2-9522535-4-3* .

AKESSON, J., BRAUN, W., LINDHOLM, P., & BACHMANN, B. (2012). Generation of Sparse Jacobians for the Function Mock-Up Interface 2.0. *Proceedings of the 9th International Modelica Conference, Munich (Germany), 2012* , pp. 185-196.

AMAMA, P., ITOH, K., & MURABAYASHI, M. (2002). Gas-phase photocatalytic degradation of trichloroethylene on pretreated TiO2. *Applied Catalysis B: Environmental, 37(4)* , pp. 321-330.

AMAMA, P., ITOH, K., & MURABAYASHI, M. (2001). Photocatalysis oxidation of trichloroethylene in humidified atmosphere. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical, 176(1-2)* , pp. 165-172.

AMAMA, P., ITOH, K., & MURABAYASHI, M. (2004). Photocatalytic degradation of trichloroethylene in dry and humid atmospheres: role of gas-phase reactions. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical, 217(1-2)* , pp. 109-115.

AN, Y., ZHANG, J., & SHAW, C. (1999). Measurements of VOC adsorption / desorption characteristics of typical interior building materials. *HVAC&R Research : International Journal of Heating, Ventilating, Air-Conditioning and Refrigerating Research, 5, 4* , pp. 297-316.

ANDERSSON, J., BOERSTRA, A., CLEMENTS-CROOME, D., FITZNER, K., & HANSSEN, S. (2006). Indoor climate and productivity in offices - How to integrate productivity in life-cycle cost analysis of building services. *REHVA Guidebook n°6. P. WARGOCKI and O. SEPPANEN Editors. ISBN 2-9600468-5-4* .

ANGELO, J., ANDRADE, L., MADEIRA, L., & MENDES, A. (2013). Review : An overview of photocatalysis phenomena applied to NOx abatement. *Journal of Environmental Management (129)* , pp. 522-539.

ANSES. (2014). Avis et rapport de l'ANSES relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI) pour l'acétaldéhyde, Avril.

AO, C., & LEE, S. (2003). Enhancement effect of TiO2 immobilized on activated carbon filter for the photodegradation of pollutants at typical indoor air level. *Applied Catalysis B: Environmental* (44), 191-205.

AO, C., & LEE, S. (2005). Indoor air purification by photocatalyst TiO2 immobilized on an activated carbon filter installed in an air cleaner. *Chemical Engineering Science* (60), 103-109.

AO, C., LEE, S., YU, J., & XU, J. (2004). Photodegradation of formaldehyde by photocatalyst TiO2: effects on the presences of NO, SO2 and VOCs. *Applied Catalysis B: Environmental (54)* , pp. 41-50.

AQC. (2012a). Documentation technique du filtre Expansion Electronic FE, rédigée par Air Quality Concept. Version fournie en aout 2012, accessible sur le site internet www.aqc.be.

AQC. (2012b). Documentation technique du ioniseur, rédigée par Air Quality Concept. Version fournie en aout 2012, accessible sur le site internet www.aqc.be.

ARDKAPAN, S., AFSHARI, A., BERGSOE, N., & JOHNSON, M. (2011). Evaluating the operation of three air cleaners working individually in a clean room. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

ASHRAE. (1993). Handbook - Fundamentals. *Atlanta (USA): ASHRAE* .

ASSADI, A., PALAU, J., BOUZAZA, A., & WOLBERT, D. (2013). Modeling of a continuous photocatalytic reactor for isovaleraldehyde oxidation: Effect of different operating parameters and chemical degradation pathway. *Chemical Engineering Research and Design* (91), 1307-1316.

ATSDR. (1994). Toxicological profile for acetone - U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

AUVINEN, J., & WIRTANEN, L. (2008). The influence of photocatalytic interior paints on indoor air quality. *Atmospheric Environment, n° 42 (18)* , 4101-4112.

AXLEY, J. (1993). Modeling Sorption Transport in Rooms and Sorption Filtration Systems for Building Air Quality Analysis. *Indoor Air* (3), 298-309.

AZIMI, P., ZHAO, D., & STEPHENS, B. (2014). Estimates of HVAC filtration efficiency for fine and ultrafine particles of outdoor origin. *Atmospheric Environment (98)* , pp. 337-346.

BALLARI, M., & BROUWERS, H. (2013). Full scale demonstration of air-purifying pavement. *Journal of Hazardous Materials* .

BASTANI, A., LEE, C.-S., HAGHIGHAT, F., FLAHERTY, C., & LAKDAWALA, N. (2010). Assessing the performance of air cleaning devices - A full-scale test method. *Building and Environment* (45), 143-149.

BEKÖ, G., CLAUSEN, G., & WESCHLER, C. (2007). Further studies of oxidation processes on filter surfaces: Evidence for oxidation products and the influence of time in service. *Atmospheric Environment* (41), 5202-5212.

BEKO, G., CLAUSEN, G., & WESCHLER, C. (2008). Is the use of particle air filtration justified? Costs and benefits of filtration with regard to health effects, building cleaning and occupant productivity. *Building and Environment (43)* , 1647-1657.

BEKO, G., FADEYI, M., CLAUSEN, G., & WESCHLER, C. (2009). Sensory pollution from bag-type fiberglass ventilation filters: Conventional filter compared with filters containing various amounts of activated carbon. *Building and Environment (44)* , 2114-2120.

BILLIONNET, C., SHERRILL, D., & ANNESI-MAESANO, I. (2012). Estimating the Health Effects of Exposure to Multi-Pollutant Mixture. *Annals of Epidemiology , 22* (2), 126-141.

BIOWIND. (2012). Documentation technique du caisson avec réacteur photocatalytique, rédigée par BIOWIND. Version accessible en aout 2012 sur le site internet www.biowindgroup.com.

BLACK, M., & WORTHAN, A. (1999). Emissions from office equipment. *Proceedings of the 8th International Conference on Indoor Air and Climate, Edinburgh (Scotland), 1999* , pp. 459-462.

BLONDEAU, P. (2008a). Caractérisation et modélisation des transports de polluants dans les environnements intérieurs. *Habilitation à Diriger les Recherches en Sciences - Université de La Rochelle* .

BLONDEAU, P., GINESTET, A., SQUINAZI, F., DE BLAY, F., OTT, M., RIBOT, B., et al. (2006). Mise en place de protocoles de qualification des appareils d'épuration de l'air. Convention ADEME-EDF n° 04 04 C 0080 - Rapport final.

BLONDEAU, P., SEGUY, C., NICOLLE, J., & ABADIE, M. (2014). Experimental characterization and modeling of a functional wall covering removing formaldehyde from the indoor air. *Proceedings of the 13th International Conderence on Indoor Air Quality and Climate, Hong Kong, 2014* .

BLONDEAU, P., TIFFONNET, A., ALLARD, F., & HAGHIGHAT, F. (2008b). Physically-based modeling of the material and gaseous contaminant interactions in buildings: models, experimental data and future developments. *Advances in Building Energy Research (2)* , pp. 57-94.

BOENIGER, M. (1995). Use of Ozone Generating Devices to Improve Indoor Air Quality. *American Industrial Hygiene Association Journal* (56), 590-598.

BOLASHIKOV, Z., MELIKOV, A., M., S., NASTASE, I., & MESLEM, A. (2014). Improved inhaled air quality at reduced ventilation rate by control of airflow interaction at the breathing zone with lobed jets . *HVAC & R Research* (20(2)), 238-250.

BONNEAU, D., RONGERE, F., COVALET, D., & GAUTHIER, B. (1993). Clilm2000: Modular Software for Energy Simulation in Buildings. *Proceedings of the 3rd International Conference on Building Performance Simulation Association, Adelaide (Australia), 1993* , 19-25.

BOUHAMRA, W., & ELKILANI, A. (1999). Investigation and modeling of surface sorption / desorption behavior of volatile organic compounds for indoor air quality analysis. *Environmental Technology - Vol. 20, Issue 5* , pp. 31-45.

BOYER, H., LAURET, A., ADLARD, L., & MARA, T. (1999). Building ventilation: a pressure airflow model computer generation and elements of validation. *Energy and Buildings , 29*, 283-292.

BRAUN, W., YANCES, S., LINK, K., & BACHMANN, B. (2012). Fast Simulation of Fluid Models with Colored Jacobians. *Proceedings of the 9th International Modelica Conference, Munich (Germany), 2012* , pp. 247-252.

BRÜCK, D., ELMQVIST, H., OLSSON, H., & MATTSSON, S. (2002). Dymola for multi-engineering modeling and simulation. *Proceedings of the 2nd International Modelica Conference, Oberpfaffenhofen (Germany), 2002* , 55.1-55.8.

BUHL, W., ERDEM, A., & WINKELMANN, F. (1993). Recent Improvements in SPARK: Strong Component Decomposition, Multivalued Objects, and Graphical Interface. *Proceedings of the 3rd International Conference on Building Performance Simulation Association, Adelaide (Australia), 1993* .

BULTEAU, G. (2004). Définition d'une méthodologie d'évaluation des procédés d'élimination des composés organiques volatiles de l'air intérieur. *Thèse de doctorat - Université de Nantes* .

BUMA. (2009). Prioritization of BUilding MAterials as indoor pollution sources. *European project founded by the Executive Agency for Health and Consumers (EAHC) of Directorate General SANCO Coordinator: J. Bartzis. http://www.uowm.gr/bumaproject/* .

CAMFIL. (2012). Documentations techniques des filtres City Sorb-F et Opakfil energy, rédigées par CAMFIL FARR. Versions fournies en aout 2012, accessibles sur le site internet www.camfil.fr.

CAO, L., GAO, Z., SUIB, S., OBEE, T., HAY, S., & J.D., F. (2000). Photocatalytic Oxidation of Toluene on Nanoscale TiO2 Catalysts: Studies of Deactivation and Regeneration. *Journal of Catalysis (1-96)* , pp. 253-261.

CASELLA, F., OTTER, M., PROELSS, K., RICHTER, C., & TUMMESCHEIT, H. (2006). The Modelica Fluid and Media library for modeling of incompressible and compressible thermo-fluid pipe networks. *5th International Modelica Conference, Proceedings* , 631-640.

CECCHINI, C., VERDENELLI, M. O., DADEA, G., & CRESCI, A. (2004). Effects of antimicrobial treatment on fiberglass-acrylic filters. *Journal of Applied Microbiology* (97), 371-377.

CETIAT. (2009). Performances de filtres de ventilation générale utilisés dans des conditions non nominales, rapport NTV09062.

CHEN, F., YANG, X., MAK, H., & CHAN, D. (2010). Photocatalytic oxidation for antimicrobial control in built environment: A brief literature overview. *Building and Environment* (45), 1747-1754.

CHEN, J., PAN, X., & CHEN, J. (2013). Regeneration of activated carbon saturated with odors by non-thermal plasma. *Chemosphere* .

CHEN, W., & ZHANG, J. (2006). UV-PCO device for indoor VOCs removal: Investigation on multiple compounds effect. *Building and Environment* (43), 246-252.

CHING, W., LEUNG, M., & LEUNG, D. (2014). Solar photocatalytic degradation of gaseous formaldehyde by sol-gel TiO2 thin film for enhancement of indoor air quality. *Solar Energy* (77), 129-135.

CHOI, W., KO, J., PARK, H., & CHUNG, J. (2001). Investigation on TiO2-coated optical fibers for gas-phase photocatalytic oxidation of acetone. *Applied Catalysis B: Environmental* (31), 209-220.

CORMIER, J.-M., KHACEF, A., & MOTRET, O. (2003). Dépollution des effluents gazeux par plasma. *Publication CNRS - Images de la physique* , 130-135.

CRAWLEY, D., HAND, J., KUMMERT, M., & GRIFFITH, B. (2005). Contrasting the capabilities of building energy performance simulation programs. *A Joint Report of US Departement of Energy, Energy Sytems Research Unit of the University of Strathclyde, and Solar Energy Laboratory of the University of Wisconsin-Madison* .

DAL ZOTTO, P., LARRE, J.-M., MERLET, A., & PICAU, L. (1996). Memotech Génie énergétique. *Editeur : Casteilla* .

DALEWSKI, M., VESELY, M., & MELIKOV, A. (2012). Human response to ductless personalized ventilation coupled with displacement ventilation. *Proceedings of the 10th International Conference on Healthy Buildings, Brisbane (Australia), 2012* , 699-704.

DANIELS, S. (2002). On the Ionization of Air for Removal of Noxious Effluvia (Air Ionization of Indoor Environments for Control of Volatil and Particulate Contaminants With Nonthermal Plasmas Generated by Dielectric-Barrier Discharge. *IEEE Transactions on Plasma Science, 30* , pp. 1471-1480.

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. *Thèse de doctorat - Ecole des Mines de Nantes* .

DEBONO, O., THEVENET, F., GRAVEJAT, P., HEQUET, V., RAILLARD, C., LE COQ, L., et al. (2013). Gas phase photocatalytic oxidation of decane at ppb levels: removal kinetics, reaction intermediates and carbon mass balance. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* .

DERBEZ, M., SOLAL, C., NICOLAS, M., PIGNON, C., COCHET, V., THEYRAT, D., et al. (2013). Evaluation des émissions des fournitures scolaires et des produits d'entretien utilisés dans les écoles et analyse comparative avec les données de composition. *Rapport référencé CSTB-2012-002* .

DESTAILLATS, H., CHEN, W., APTE, M. L., SPEARS, M., ALMOSNI, J., BRUNNER, G., et al. (2011). Secondary pollutants from ozone reactions with ventilation filters and degradation of filter media additives. *Atmospheric Environment* (45), 3561-3568.

DESTAILLATS, H., MADDALENA, R., SINGER, B., HODGSON, A., & McKONE, T. (2008). Indoor pollutants emitted by office equipments: A review of reported data and information needs. *Atmospheric Environment, Vol n° 42 (7)* , pp. 1371-1388.

DESTAILLATS, H., SLEIMAN, M., SULLIVAN, D., JACQUIOD, C., SABLAYROLLES, J., & MOLLINS, L. (2012). Key parameters influencing the performance of photocatalytic oxidation (PCO) air purification under realistic indoor conditions. *Applied Catalysis B: Environmental* (128), 159-170.

DIEZ MAROTO, M. (2001). Filtration efficiency of Intermediate Ventilation Air Filters on Ultrafine and Submicron Particles - A laboratory test on new full-scale filter modules. *Master thesis of Chalmers University of Technology, department of Energy and Environment, Division of building Services Engineering. 75 p.*

EC. (2005). Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU - The INDEX project, Final Report. *European Commision, Institute for Health and Consumer Protection Physical and Chemical Exposure Unit* .

ECA. (1993). European Collaborative Action - Indoor Air Quality and its Impact on Man. *Biological Particles in Indoor Environments, Report n° 12, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities* .

EH&E. (2013). The Benefits of Clean Ait. *Rapport de Environmental Heatlth & Engineering* .

EPHECT. (2013). Emissions, exposure patterns and health effects of consumer products in the EU. *European collaborative project founded by the EU Health Program. Coordinator: Eddy Goelen (VITO), Marianne Stranger (VITO), Jeroen Van Deun (VITO). https://sites.vito.be/sites/ephect/Pages/home.aspx* .

ESSWEIN, E., & BOENIGER, M. (1994). Effects of an ozone-generating-air-purifying device on reducing concentrations of formaldehyde in air. *Applied Occupational Environmental Hygiene* (9), 139-146.

FANG, L., ZHANG, G., & WISTHALER, A. (2008). Dessicant wheels as gas-phase absorption (GPA) air cleaners: evaluation by PTR-MS and sensory assessment. *Indoor Air (18)* , 375-385.

FARHANIAN, D., & HAGHIGHAT, F. (2014). Photocatalytic oxidation air cleaner: Identification and quantification of by-products. *Building and Environment* (72), 34-43.

FAURE, M. (2010). Purification de l'air ambiant par l'action bactéricide de la photocatalyse. *Thèse de doctorat - Université de Nancy, Institut National Polytechnique de Lorraine* .

FEDEL, T. (2012). Air filtration: Balanced approach gives high filtration and energy efficiencies. *Filtration+Separation* , 25-27.

FISK, W., DESTAILLATS, H., & SIDHESWARAN, M. (2011). Saving Energy and Improving IAQ through Application of Advanced Air Cleaning Technologies. *REHVA Journal* , 27-29.

FISK, W., MIRER, A., & MENDELL, M. (2009). Quantitative relation ship of sick building syndrome symptoms with ventilation rates. *Indoor Air* (19(2)), 159-165.

FOARDE, K., VAN OSDELL, D., & STEIBER, R. (1997). Investigation of gas-phase ozone as a potential biocide. *Applied Occupational Environmental Hygiene* (12), 535-542.

FRENKEL, J., SCHUBERT, C., KUNZE, G., FRITZSON, P., SJOLUND, M., & POP, A. (2011). Towards a Benchmark Suite for Modelica Compilers: Large Models. *Proceedings of the 8th International Modelica Conference, Dresden (Germany), 2011* .

GABBAY, J., BERGERSON, O., LEVI, N., BRENNER, S., & ELI, I. (1990). Effect of Ionization on Microbial Air Pollution in the Dental Clinic. *Environmental Research* (52), 99-106.

GALL, E., CORSI, R., & SIEGEL, J. (2011). Technical note: Barriers and opportunities for passive removal of indoor ozone. *Atmospheric Environment* (45), 3338-3341.

GANDHI, M., MOK, Y., LEE, S., & PARK, H. (2013). Effect of various parameters for butane decomposition under ambient temperature in a dielectric barrier discharge non-thermal plasma reactor. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* .

GAO, Z., & ZHANG, J. (2010). Numerical analysis for evaluating the "Exposure Reduction Effectiveness" of room air cleaners. *Building and Environment* (45), 1984-1992.

GARCIA-PEREZ, T., AIZPURU, A., & ARRIAGA, S. (2013). By-passing acidification limitations during the biofiltration of high formaldehyde loads via the application of ozone pulses. *Journal of Hazardous Materials* .

GEHIN, E., RAMALHO, O., & KIRCHNER, S. (2008). Size distribution and emission rate measurement of fine and ultrafine particle from indoor human activities. *Atmospheric Environment, 42(35)* , pp. 8341-8352.

GEISS, O., CACHO, C., BARRERO-MORENO, J., & KOTZIAS, D. (2012). Photocatalytic degradation of organic paint constituents-formation of carbonyls. *Building and Environment, n° 48* , 107-112.

GEOMET. (2001). Wall Paint Exposure Model (WPEM) Version 3.2 - User's guide.

GILET, J., LAFOREST, J., MEREAU, P., VANDEVYER, B., HURE, P., GUILLERME, I., et al. (1992). Ionisation négative de l'air. *Cahiers de notes documentaires* (146).

GINESTET, A., & PUGNET, D. (1997). The fractional efficiency of air filters used in general ventilation. *Journal of Aerosol Science , 28, Suppl. 1*, S293-S294.

GINESTET, A., PUGNET, D., & MOURADIAN, L. (2011). Defining the pressure drop increase for the filters of balanced ventilation systems. *The 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate - Proceedings* .

GINESTET, A., PUGNET, D., FROCHOT, D., RIBOT, B., OTT, M., BLONDEAU, P., et al. (2009). Développement d'une méthode d'essai des épurateurs d'air - Rapport final de convention n° 0604C0082 avec l'ADEME et convention DGS du 3 décembre 2007.

GRAMONT, V. (2009). Données disponibles relatives aux émissions des produits de consommation courante dans l'environnement intérieur. *Rapport d'étude n° DRC-09-104121-01494B - Ministrère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, Direction des risques chroniques* .

GRONTOFT, T. (2004a). Measurements and modeling of the ozone deposition velocity to concrete tiles, including the effect of diffusion. *Atmospheric Environment (38-1)* , pp. 49-58.

GRONTOFT, T., & RAYCHAUDHURI, M. (2004b). Compilation of tables of surface deposition velocities for O3, NO2 and SO2 to a range of indoor surfaces. *Atmospheric Environment (38-4)* , pp. 533-544.

GUIEYSSE, B., HORT, C., PLATEL, V., MUNOZ, R., ONDARTS, M., & REVAH, S. (2008). Biological treatment of indoor air for VOC removal: Potential and challenges. *Biotechnology Advances (26)* , pp. 398-410.

GUNSCHERA, J., ANDERSEN, J., SCHULZ, N., & SALTHAMMER, T. (2009). Surface-catalysed reactions on pollutant-removing building products for indoor use. *Chemosphere (75)* , pp. 476-482.

GUNSCHERA, J., SALTHAMMER, T., MARKEWITZ, D., THOLE, V., BOKELMANN, K., HALBHUBER, A., et al. (2011). Application of zeolites for the removal of indoor air pollutants. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

GUNTHER, M., RHODES, J., MORRISON, G., & SIEGEL, J. (2011). A Laboratory Method For Measuring The Ozone Emission From In-duct Air Cleaners. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

HACHIMI, A. (2014). Adsorption models and heat of adsorption of adsorbed ortho di-methyl benzene and 1-Propanol species in competitive adsorption on silica by using Temperature Programmed Adsorption Equilibrium methods. *Journal of Environmental Chemical Engineering* .

HAGHIGHAT, F., LEE, C., B., P., BOLOURANI, G., LAKDAWALA, N., & BASTANI, A. (2008). Evaluation of various activated carbons for air cleaning - Towards design of immune and sustainable buildings. *Atmospheric Environment, 42* , pp. 8176-8184.

HAMDANI, S., LIMAM, K., ABADIE, M., & BENDOU, A. (2008). Deposition of fine particles on building internal surfaces. *Atmospheric Environment* (42(39)), 8893-8901.

HAPP, J., HARSTAD, J., & BUCHANAN, L. (1966). Effect of Air Ions on Submicron T1 Bacteriophage Aerosols. *Applied Microbiology , 14* (6), 888-891.

HARSTAD, J., DECKER, H., & WEDUM, A. (1954). Use of Ultraviolet Irradiation in a Room Air Conditioner for Removal of Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* (2(3)), 148-151.

HE, G., YANG, X., & SHAW, C. (2005). Material emission parameters obtained through regression. *Indoor and Built Environment, 14* , pp. 59-68.

HEWER, T., SUAREZ, S., CORONADO, J., PORTELA, R., AVILA, P., & SANCHEZ, B. (2009). Hybrid photocatalysts for the degradation of trichloroethylene in air. *Catalysis Today, 143(3-4)* , pp. 302-308.

HODGSON, A., SULLIVAN, D., & FISK, W. (2005). Evaluation of Ultra-Violet Photocatalytic Oxidation (UVPCO) for Indoor Air Applications: Conversion of Volatile Organic Compounds at Low Part-per-Billion Concentrations. *Rapport LBNL (Lawrence Berkeley National Laboratory) 58936* .

HOFFMANN, M., MARTIN, S., W., C., & BAHNEMANN, D. (1995). Environmental Applications of Semiconductor Photocatalysis. *Chemical Review, Vol. 95, n° 1* , pp. 69-96.

HOWARD-REED, C., NABINGER, S., & EMMERICH, S. (2008). Characterizing gaseous air cleaner performance in the field. *Building and Environment* (43), 368-377.

IFANG, S., LIEDTKE, S., KURTENBACH, R., WIESEN, P., & KLEFFMANN, J. (2014). Standardization Methods for Testing Photo-Catalytic Air Remediation Materials: Problems and Solution. *Atmospheric Environment* .

IZQUIERDO, M., MARTINEZ de YUSO, A., VALENCIANO, R., RUBIO, B., & PINO, M. (2012). Influence of activated carbon characteristics on toluene and hexane adsorption: Application of surface response methodology. *Applied Surface Science* .

JACOBY, W., NIMLOS, M., BLAKE, D., NOBLE, R., & KOVAL, C. (1994). Products, Intermediates, Mass Balances, and Reaction Pathways for the Oxidation of Trichloroethulene in Air via Heterogeneous Photocatalysis. *Environmental Science & Technology, 28(9)* , pp. 1661-1668.

JEONG, J., SEKIGUCHI, K., & SAKAMOTO, K. (2004). Photochemical and photocatalytic degradation of gaseous toluene uusing short-wavelenght UV irradiation with TiO2 catalyst: comparison of three UV sources. *Chemosphere (57)* , pp. 663-671.

JO, W.-K., & KANG, H.-J. (2012). LED Irradiation of a Photocatalyst for Benzene, Toluene, Ethyl benzene, and Xylene Decomposition. *Chinese Journal of Catalysis , 33, Issue 10*, 1672-1680.

JORGENSEN, R., DOKKA, T., & BJORSETH, O. (2000). Introduction of a Sink-Diffusion Model to Describe the Interactions between Volatile Organic Compounds (VOCs) and Material Surfaces. *Indoor Air ; 10* , pp. 27-38.

KARUPPIAH, J., LINGA REDDY, E., KUMAR REDDY, P., RAMARAJU, B., KARVEMBU, R., & SUBRAHMANYAM, C. (2012). Abatement of mixture of volatile organic compounds (VOCs) in a catalytic non-thermal plasma reactor. *Journal of Hazardous Materials* .

KIBANOVA, D., SLEIMAN, M., CERVINI-SILVA, J., & DESTAILLATS, H. (2012). Adsorption and photocatalytic oxidation of formaldehyde on a clay-TiO2 composite. *Journal of Hazardous Materials* (211-212), 233-239.

KIM, H., PRIETO, G., TAKASHIMA, K., KATSURA, S., & MIZUNO, A. (2002). Performance evaluation of discharge plasma process for gaseous pollutant removal. *Journal of Electrostatics (55)* , pp. 25-41.

KOLARIK, J., & TOFTUM, J. (2012). The impact of a photocatalytic paint on indoor air pollutants: Sensory assessments. *Building and Environment* .

KOPP, P. (2014). Etude exploratoire du coût socio-économique des polluants de l'air intérieur. *Téléchargeable sur le site de l'ANSES à l'adresse : http://www.anses.fr/fr/document/AUT-RaCoutAirInterieurSHS2014.pdf* .

LAI, A., & NAZAROFF, W. (2000). Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces. *Journal of Aerosol Science, Vol. 31, n°4* , pp. 463-476.

LAMAA, L., FERRONATO, C., PRAKASH, S., FINE, L., JABER, F., & CHOVELON, J. (2014). Photocatalytic oxidation of octamethylcyclotetrasiloxane (D4): Towards a better understanding of the impact of volatile methyl siloxanes on photocatalytic systems. *Applied Catalysis B: Environmental* .

LASEK, J., YU, Y.-H., & WU, J. (2012). Review : Removal of NOx by photocatalytic processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* .

LE CLOIREC, P. (2012). Adsorption onto Activated Carbon Fiber Cloth and Electrothermal Desorption of Volatile Organic Compound (VOCs): A Specific Review. *Chinese Journal of Chemical Engineering* (20(3)), 461-468.

LEE, B., & BAHNFLETH, W. (2013). Effects of installation location on performance and economics of in-duct ultraviolet germicidal irradiation systems for air disinfection. *Building and Environment* (67), 193-201.

LI, F., & NIU, J. (2005). Simultaneous estimation of VOCs diffusion and partition coefficients in building materials via inverse analysis. *Building and Environment, 40* , pp. 1366-1374.

LIN, C.-C., & CHEN, H.-Y. (2014). Impact of HVAC Filter on Indoor Air Quality in Terms of Ozone Removal and Carbonyls Generation. *Atmospheric Environment* .

LITTLE, J., HODGSON, A., & GADGIL, A. (1994). Modeling emissions of volatile organic compounds from new carpets. *Atmospheric Environment, 28* , pp. 227-234.

LYU, J., ZHU, L., & BURDA, C. (2013). Considerations to improve adsorption and photocatalysis of low concentration air pollutants on TiO2. *Catalysis Today* .

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* .

MADDALENA, R., McKONE, T., DESTAILLATS, H., RUSELL, M., HODGSON, A., & PERINO, C. (2011). Quantifying pollutant emissions from office equipment: a concern in energy-efficient building. *PIER Collaborative Report - California Energy Commission and Califormnia Air Resources Board* .

MATSUMOTO, H., SHIMIZU, M., & SATO, H. (2009). The contaminant removal efficiency of an air cleaner using the adsorption / desorption effect. *Building and Environment* (44), 1371-1377.

McNABOLA, A., O'LUANAIGH, N., GALLAGER, J., & GILL, L. (2013). The development and assessment of an aspiration efficiency reducing system of air pollution control for particulate matter in building ventilation systems. *Energy and Buildings* (61), 177-184.

MEDDTL. (2011). Décret n° 2011-1727 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement.

MEININGHAUS, R., GUNNARSEN, L., & KNUDSEN, H. (2000). Diffusion and sorption of volatile organic compounds in buildings materials - Impact on indoor air quality. *Environemental Science and Technology, 34* , pp. 3101-3108.

MELIKOV, A., SKWARCZYNSKI, M., KACZMARCZYK, J., & ZABECKY, Y. (2013). Use of personalized ventilation for improving health, comfort, and performance at high room temperature and humdity. *Indoor Air* (23(3)), 250-263.

MEMARZADEH, F., OLMSTED, R., & BARTLEY, J. (2010). Applications of ultraviolet germicidal irradiations disinfection in health care facilities: Effective adjunct, but not stand-alone technology. *American Journal of Infection Control , 38* (5 Suppl. 1), S13-S24.

MIASKIEWISC-PESKA, E., & LEBKOWSKA, M. (2011). Effect of Antimicrobial Air Filter Treatment on Bacterial Survival. *FIBRES & TEXTILES in Eastern Europe , 19* (1 (84)), 73-77.

MILTON, D., GLENCROSS, P., & WALTERS, M. (2000). Risk of Sick Leave Associated with Outdoor Air Supply Rate, Humidification, and Occupant Complaints. *Indoor Air* (10(4)), 212-221.

MIZUNO, A. (2013). Generation of non-thermal plasma combined with catalysts and their application in environmental technology. *Catalysis Today, Vol. 211* .

MO, J., ZHANG, Y., & XU, Q. (2010). Effect of water vapor on the byproducts and decomposition rate of ppb-level toluene by photocatalytic oxidation. *Applied Catalysis B, Environmental* .

MO, J., ZHANG, Y., XU, Q., LAMSON, J., & ZHAO, R. (2009). Review: Photocatalytic purification of volatile organic compounds in indoor air: A literature review. *Atmospheric Environment* (43), 2229-2245.

MONTGOMERY, J., GREEN, S., ROGAK, S., & BARTLETT, K. (2012). Predicting the energy use and operation cost of HVAC air filters. *Energy and Buildings* (47), 643-650.

NAVARRI, P., MARCHAL, D., & GINESTET, A. (2001). Activated Carbon Fibre Materials for VOC Removal. *Filtration+Separation* , 34-40.

NAZAROFF, W. (2004). Indoor particle dynamics. *Indoor Air* (14 Suppl. 7), 175-183.

NICOLAS, M. (2006). Ozone et qualité de l'air intérieur : interactions avec les produits de construction et de décoration. *Thèse de doctorat - Université de Paris 7 - Denis Diderot* .

NICOLAS, M., CHIAPPINI, L., D'ANNA, B., CANNIER, C., FABLE, S., FERNANDEZ, M., et al. (2012). Activités domestiques et qualité de l'air intérieur : émissions, réactivité et produits secondaires - Rapport final. *Convention ADEME n° 962C0071* .

NICOLAS, M., RAMALHO, O., & MAUPETIT, F. (2007). Reactions between ozone and building products: impact on primary and secondary emissions. *Atmospheric Environment ; 41(15)* , pp. 3129-3138.

NIMLOS, M., WOLFRUM, E., BREWER, M., FENNELL, J., & BINTNER, G. (1996). Gas-Phase Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Ethanol: Pathways and Kinetic Modeling. *Environmental Science & Technology* (30), 3102-3110.

NOOVATEC. (2012). Documentations techniques du purificateur ICR (Ionisation Catalytique Radiant), rédigée par Noovatec. Versions fournies en aout 2012, accessibles sur le site internet http://noovatec.com.

NOZAKI, A., ICHIJO, Y., & NARITA, Y. (2011). Studies on the Deterioration of Chemical Substances Removal Performance of Room Air Cleaners. *Proceedings of the 7th International Symposium on Heating Ventilation and Air Conditioning, Shanghai (China), 2011* .

OBEROI, R., CHOI, J.-I., EDWARDS, J., ROSATI, J., THOMBURG, J., & RODES, C. (2010). Human-Induced Particle Re-Suspension in a Room. *Aerosol Science and Technology* (44(3)), 216-229.

OMS. (2005). Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre.

ONTARIO. (2005). Air Cleaning Technologies : An Evidence-Based Analysis. *Ontario Health Technology Assessment Series, vol. 5, n° 17* .

PARAT, S., PERDRIX, A., MANN, S., & BACONNIER, P. (1999). Contribution of particle counting in assessment of exposure to airborn microorganisms. *Atmospheric Environment 33* , pp. 951-959.

PARK, J., YOON, K., & HWANG. (2011). Removal of submicron particles using a carbon fiber ionizer-assisted medium air filter in a heating, ventilation, and air-conditioning (HVAC) system. *Building and Environment* (46), 1699-1708.

PEI, J., & ZHANG, J. (2012). Determination of adsorption isotherm and diffusion coefficient of toluene on activated carbon at low concentrations. *Building and Environment* (48), 66-76.

PEI, J., & ZHANG, J. (2011a). On the performance and mechanisms of formaldehyde removal by chemi-sorbents. *Chemical Engineering Journal* (167), 59-66.

PEI, J., ZHANG, J., CHADWICK, W., & ADAMS, E. (2011b). Catalytic Oxidation of Formaldehyde under Room Temperature. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

PENGYI, Z., FUYAN, L., GANG, Y., QING, C., & WANPENG, Z. (2003). A comparative study on decomposition of gaseous toluene by O3/UV, TiO2/UV and O3/TIO2/UV. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry (156)* , pp. 189-194.

POPESCU, R., BLONDEAU, P., JOUANDON, E., COSTES, J., & FANLO, J. (2013). Elemental modeling of adsorption filter efficiency for indoor air quality applications. *Building and Environment* (66), 11-22.

PREIS, S., KLAUSON, D., & GREGOR, A. (2013). Review: Potential of electric discharge plasma methods in abatement of volatile organic compounds originating from food industry. *Journal of Environmental Management, n° 114* , 125-138.

PUMA, G., SALVADO-ESTIVILL, I., OBEE, T., & HAY, S. (2009). Kinetics rate model of the photocatalytic oxidation of trichloroethylene in air over TiO2 thin films. *Separation and Purification Technology* (67), 226-232.

QLAN, J., FERRO, A., & FOWLER, K. (2008). Estimating the Resuspension Rate and Residence Time of Indoor Particles. *Journal of the Air and Waste Management Association* (58), 502-516.

QUICI, N., VERA, M., CHOI, H., PUMA, G., DIONYSIOU, D., LITTER, M., et al. (2010). Effect of key parameters on the photocatalytic oxidation of toluene at low concentrations in air under 254 + 185 nm UV irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental* (95), 312-319.

RAMAZAN, K., SYOMIN, D., & FINLAYSON-PITTS, B. (2004). The photochemical production of HONO during the heterogenous hydrolysis of NO2. *Physical Chemistry Chemical 6 (14)* , pp. 3836-3843.

RAYNOR, P., & CHAE, S. (2003). Dust Loading on Electrostatycally Charged Filters in a Standard Test and a Real HVAC System. *Filtration+Separation* , 35-39.

REICHELT, E., HEDDRICH, M., JAHN, M., & A., M. (2014). Fiber based structured materials for catalytic applications. *Applied Catalysys A: General* .

ROCHEREAU, A. (2007). Traitement combiné particules / composés organiques volatils sur médias fibreux à base de carbone activé. *Thèse de doctorat - Université de Nantes* .

ROUX, M.-L., CARREGA, M., VIEILLEFOSSE, A., DEMARNE, B., DEROUBAIX, G., YRIEIX, C., et al. (2013). Contribution du MOBilier à la qualité de l'Air intérieuR - Domestique Enfants - MOBAIR-DE Rapport final. *Convention MEDDE n° 210061932* .

SAAFI, H., BENJELLOUN, Z., GAID, M., BOHBOT, J., & BRAC, J. (2012). Final Benchmarks of Modelica Simulators vs. previous ones, based on other tools. *Projet ITEA - Deliverable R6.18 of task T6.18* .

SALTHAMMER, T., & FURHMANN, F. (2007). Photocatalytic reactions on indoor wall paint. *Environmental Science and Technology, n° 41* , 6573-6578.

SANCHEZ-MUNOZ, M., MUNOZ-VICENTE, M., FELDMAN, F., & SANCHEZ, B. (2011). First Experimental Results Comparing a Photolytic Versus Photocatalytic Reactor Working in Real Indoor Air Conditions. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

SCHNEIDER, T., KILDESO, J., & BREUM, N. (1999). A two compartment model for determining the contribution of sources, surface deposition and resuspension to air and surface dust concentration levels in occupied rooms. *Building and Environment* (34(5)), 583-595.

SCIRE, S., & LIOTTA, L. (2012). Supported gold catalysts for the total oxidation of volatile organic compounds. *Applied Catalysis B: Environmental* .

SEPPANEN, O., BRELIH, N., GOEDERS, G., & LITIU, A. (2012). Existing buildings, building codes, ventilation standards and ventilation in Europe. *Work Package 5 of the EU project HealthVent: Health-based ventilation guidelines for Europe. Agreement n° 2009 12 08 with the Executive Agency for Health and Consumers (EAHC)* .

SEPPANEN, O., FISK, W., & LEI, Q. (2006). Ventilation and performance in office work. *Indoor Air* (16), 28-36.

SHAUGHNESSY, R., LEVETIN, E., BLOCKER, J., & SUBLETTE, K. (1994). Effectiveness of portable indoor air cleaners: sensory testing results. *Indoor Air* (4), 179-188.

SHAVERDI, G., HAGHIGHAT, F., & GHALY, W. (2013). Development and Systematic Validation of an Adsorption Filter Model. *Building and Environment* .

SHEHNI, P., AMOOGHIN, A., GHADIMI, A., SADRZADEH, M., & MOHAMMADI, T. (2011). Modeling of unsteady-state permeation of gas mixture through a self-synthesized PDMS membranes. *Separation and Purification Technology* (76), 385-399.

SHEN, Y., & KU, Y. (2002). Decomposition of gas-phase trichloroethene by the UV/TIO2 process in the presence of ozone. *Chemosphere (46)* , pp. 101-107.

SHIUE, A., & HU, S.-C. (2011). Contaminant particles removal by negative air ionic cleaner in industrial minienvironment for IC manufacturing processes. *Building and Environment* (45), 1537-1544.

SIDHESWARAN, M., CHEN, W., CHANG, A., MILLER, R., COHN, S., SULLIVAN, D., et al. (2013). Formaldehyde Emissions from Ventilation Filters Under Different Relative Humidity Conditions. *Environmental Science & Technology (47)* , pp. 5336-5343.

SIDHESWARAN, M., DESTAILLATS, H., COHN, S., SULLIVAN, D., & FISK, W. (2011). New Air Cleaning Strategies for Reduced Commercial Building Ventilation Energy - FY11 Final Report. *Lawrence Berkeley National Laboratory, Environmental Energy Technologies Division* .

SIDHESWARAN, M., DESTAILLATS, H., SULLIVAN, D., COHN, S., & FISK, W. (2012). Energy efficient indoor VOC air cleaning with activated carbon fiber (ACF) filters. *Building and Environment (47)* , 357-367.

SINGER, B., HODGSON, A., GUEVARRA, K., HAWLEY, E., & NAZAROFF, W. (2002). Gas-phase organics in environmental tobacco smoke. 1. Effects of smoking rate, ventilation, and furnishing level on emission factors. *Environmental Science & Technology, 36* , pp. 846-853.

SINGER, B., REVZAN, K. H., HODGSON, A., & BROWN, N. (2004). Sorption of organic in a furnished room. *Atmospheric Environment* (38), 2483-2494.

SKISTAD, H., MUNDT, E., NIELSEN, P., HAGSTROM, K., & RAILLIO, J. (2002). Displacement Ventilation in Non-industrial Premises. *REHVA Guidebook # 1 - ISBN 82-594-2369-3* .

SKULBERG, K., HELLUM, B., & SJOVOLD, O. (2011). Air Cleaners and Changes of Indoor Air Quality and Health - An Intervention Study. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

SONG, Y., QIAO, W.-M., YOON, S.-H., & MOCHIDA, I. (2005). Toluene adsorption on various activated carbons with different pore structures. *New Carbon Materials , 20* (4), 294-298.

SOREANU, G., DIXON, M., & DARLINGTON, A. (2013). Botanical biofiltration of indoor gaseous pollutants - A mini-review. *Chemical Engineering Journal* .

STANLEY, W., LIGMAN, B., RAHMATHULLAH, M., & NANCE, N. (2011). Life Cycle Valuation of Gas-Phase Filters for Ozone Removal. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

SU, C., & LAU, J. (2011). Review of air cleaning technologies in ventilation system for bio-aerosols. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

SUBLETT, J. (2011). Effectiveness of air Filters and Air Cleaners in Allergic Respiratory Diseases: A Review of the Recent Literature. *Current Allergy and Asthma Reports (11)* , 395-402.

SUN, L.-M., & MEUNIER, F. (2003). Adsorption - Aspects théoriques. *Techniques de l'Ingénieur* , J 2 730.1 - 730.16.

SUN, Y., CHMIELEWSKI, A., BULKA, S., & ZIMEK, Z. (2013). Toluene and 4-chlorotoluene decomposition in air mixture in electron beam generated non-thermal plasma reactor and their by-products identification. *Surface & Coatings Technology* .

TANG, X., FENG, F., YE, L., ZHANG, X., HUANG, Y., LIU, Z., et al. (2013). Removal of dilute VOCs in air by post-plasma catalysis over Ag-based composite oxide catalysts. *Catalysis Today* .

TARANTO, J., FROCHOT, D., & PICHAT, P. (2009). Photocatalytic air purification: Comparative efficacy and pressure drop of a TiO2-coated thin mesh and a honeycomb monolith at high air velocities using a 0,4 m3 close-loop reactor. *Separation and Purification Technology (67)* , 187-193.

THATCHER, T., & LAYTON, D. (1995). Deposition, Re-Suspension, and Penetration of Particles within a Residence. *Atmospheric Environment* (29), 1487-1497.

THEVENET, F., GUAITELLA, O., PUZENAT, E., GUILLARD, C., & ROUSSEAU, A. (2008). Influence of water vapour on plasma / photocatalytic oxidation efficiency of acetylene. *Applied Catalysis B/ Environmental (84)* , pp. 813-820.

THEVENET, F., GUAITELLA, O., PUZENAT, E., HERRMANN, J.-M., ROUSSEAU, A., & GUILLARD, C. (2007). Oxidation of acetylene by photocatalysis coupled with dielectric barrier discharge. *Catalysis Today (122)* , pp. 186-194.

TICHENOR, B., GUO, Z., DUNN, J., SPARKS, L., & MASON, M. (1991). The Interaction of Vapor Phase Organic Compounds with Indoor Sinks. *Indoor Air* (1), 23-35.

TIFFONNET, A.-L. (2000). Contribution à l'analyse de la Qualité de l'Air Intérieur : Influence des transports de Composés Organiques Volatils (COV) entre les parois et l'ambiance. *Thèse de doctorat - Université de La Rochelle* .

TOFTUM, J., & VAN DIJKEN, F. (2003). Ultra-fine and fine particle formation in a naturally ventilated office as a result of reactions between ozone and scented products. *Proceedings of the 7th International Conference on Energy-Efficient Healthy Building, Singapore, 2003* , 134-139.

TOKAREK, S., BARREAU, N., CAPELA, S., NICOLAS, M., MAUPETIT, F., RITOUX, S., et al. (2011). Chemical and particle efficiency of a portable air cleaner. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

TOMASIC, V., JOVIC, F., & GOMZI, Z. (2008). Photocatalytic oxidation of toluene in the gas phase : Modelling an annular photocatalytic reactor. *Catalysis Today* (137), 350-356.

UHDE, E., & SALTHAMMER, T. (2007). Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality A review of recent advances in indoor chemistry. *Atmospheric Environment (41)* , pp. 3111-3128.

UNICLIMA. (1999). Guide Climatisation et santé. *Editions SEPAR* .

VENNEKENS, D., SABLAYROLLES, J., DEMATHIEU-ROELTGEN, C., & CHUDA, K. (2014). Lowering formaldehyde concentrations in the indoor air by using scavengers in gypsum products. *Proceedings of the 13th International Conderence on Indoor Air Quality and Climate, Hong Kong, 2014* .

VERDENELLI, M., CECCHINI, C., ORPIANESI, C., DADEA, G., & CRESCI, A. (2003). Efficacy of antimicrobial filter treatments on microbial colonization of air panel filters. *Journal of Applied Microbiology* (94), 9-15.

VIZHEMEHR, A., HAGHIGHAT, F., & LEE, C.-S. (2014). Gas-phase filters breakthrough models at low concentration - Effect of relative humidity. *Building and Environment* .

VIZHEMEHR, A., HAGHIGHAT, F., & LEE, C.-S. (2013). Predicting gas-phase air-cleaning system efficiency at low concentration using high concentration results: Development of a framework. *Building and Environment* (68), 12-21.

VIZHEMEHR, A., KHOLAFAEI, H., HAGHIGHAT, F., & LEE, C.-S. (2011). The effect of relative humidity level, VOC type and multiple VOCs on the performance of full-scale GAC filters. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

WAINMAN, T., WESCHLER, C., LIOY, P., & ZHANG, J. (2001). Effects of Surface Type and Relative Humidity on the Production and Concentration of Nitrous Acid in a Model Indoor Environment. *Environmental Science & Technology (35)* , pp. 2200-2206.

WALTON, G. (1989). Airflow network model for element-based building airflow modelling. *ASHRAE Transactions , 95, part. 2*, 611-620.

WANG, B., MORTAZAVI, R., & HAGHIGHAT, F. (2009). Evaluation of Modeling and Measurement Techniques of Ultraviolet Germicidal Irradiation Effectiveness - Towards the Design of Immune Buildings. *Indoor and Built environment (18) 2* , pp. 101-112.

WANG, H., ZHAO, H., WANG, K., HE, Y., & ZHENG, C. (2013a). Simulation of filtration process for multi-fiber filter using lattice-Boltzmann two-phase flow model. *Journal of Aerosol Science, Vol. 66* , 164-178.

WANG, K., JEHG, J., HSIEH, Y., & CHANG, C. (2002). The reaction pathway for the heterogeneous photocatalysis of trichloroethylene in gas phase. *Journal of Hazardous Materials, 90(1)* , pp. 63-75.

WANG, S., ANG, H., & TADE, M. (2007). Volatile organic compounds in indoor environment and photocatalytic oxidation: State of the art. *Environment International* (33), 694-705.

WANG, Z., & ZHANG, J. (2011). Characterization and performance evaluation of a full-scale activated carbon-based dynamic botanical air filtration system improving indoor air quality. *Building and Environment* (46), 758-768.

WANG, Z., PEI, J., & ZHANG, J. (2013b). Catalytic oxidization of indoor formaldehyde at room temperature - Effect of operation conditions. *Building and Environment* (65), 49-57.

WANG, Z., PEI, J., & ZHANG, J. (2012). Modeling and Simulation of an Activated Carbon-based Botanical Air Filtration System for Improving Indoor Air Quality.

WARGOCKI, P., & WYON, D. (2007a). The effects of moderately raised classroom temperatures and classroom ventilation rate on the performance of schoolwork by children (RP-1257). *HVAC&R Research* (13(2)), 193-220.

WARGOCKI, P., & WYON, D. (2007b). The effects of outdoor air supply rate and supply air filter condition in classrooms on the performance of schoolwork by children (RP-1257). *HVAC&R Research* (13(2)), 165-191.

WARING, M., & SIEGEL, J. (2008a). Particle loadings rates for HVAC filters, heat exchangers, and ducts. *Indoor Air (18)* , 209-224.

WARING, M., & SIEGEL, J. (2011). The effect of an ion generator on indoor air quality in a residential room. *Indoor Air (21)* , pp. 267-276.

WARING, M., SIEGEL, A., & CORSI, R. (2008b). Ultrafine particle removal and generation by portable air cleaners. *Atmospheric Environment (42)* , pp. 5003-5014.

WESCHLER, C. (2011). Chemistry in indoor environments: 20 years of research. *Indoor Air , 21* (3), 205-218.

WESCHLER, C., & SHIELDS, H. (1997). Potential reactions among indoor pollutants. *Atmospheric Environment* (31), 3487-3495.

WETTER, M. (2009). Modelica-based modelling and simulation to support research and development in building energy and control systems. *Journal of Building Performance Simulation , 2:2*, 143-161.

WHEELER, A., GIBSON, M., WARD, T., ALLEN, R., GUERNSEY, J., SEABOYER, M., et al. (2011). Reductions in Residential Wood Smoke Concentrations and Infiltration Efficiency using Electrostatic Air Cleaner Interventions. *Proceedings of the 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin (Texas), 2011* .

WHO. (2014). Burden of disease from household air pollution for 2012 - Summary of results. *Rapport téléchargeable à l'adresse : http://www/who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/FINAL_HAP_AAP_BoD_24March2014.pdf* .

WHO. (1988). Recommandations de Santé Canada. *Regional Publication Series, n°31: Indoor Air Quality: Biological Contaminants, Report on a WHO Meeting, Copenhagen World Health Organization* .

WOLOSZYN, M., & RODE, C. (2008). Tools for Performance Simulation of Heat, Air and Moisture Conditions of Whole Buildings. *Building Simulation (1)* , pp. 5-24.

WON, D., CORSI, R., & RYNES, M. (2001). Sorptive Interactions between VOCs and Indoor Materials. *Indoor Air, 11* , pp. 246-256.

WORASUWANNARAK, N., HATORI, S., NAKAGAWA, H., & MIURA, K. (2003). Effect of oxidation pre-treatment at 220 to 270°C on the carbonization and activation behavior of phenolic resin fiber. *Carbon* (41), 933-944.

WU, Y.-T., YU, Y.-H., NGUYEN, V.-H., LU, K.-T., WU, J.-S., CHANG, L.-M., et al. (2013). Enhanced xylene removal by photocatalysis oxidation using fiber-illuminated honeycomb reactor at ppb level. *Journal of Hazardous Materials* (262), 717-725.

XIONG, J., WENHAO, C., SMITH, J., ZHANG, Y., & ZHANG, J. (2009). An improved extraction method to determine the initial emittable concentration and the partition coefficient of VOCs in dry building materials. *Atmospheric Environment, 43* , pp. 4102-4107.

XIONG, J., YAN, W., & YINPING, Z. (2011). Variable Volume Loading Method: A Convenient and Rapid Method for Measuring the Initial Emittable Concentration and Partition Coefficients of Formaldehyde and Other Aldehydes in Building Materials. *Environmental Science & Technology, 45* , pp. 10111-10116.

YU, H., ZHANG, K., & ROSSI, C. (2007). Theoretical study on photocatalytic oxidation of VOCs using nano-TiO2 photocatalyst. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* (188), 65-73.

YU, J.-W., & NERETNIEKS, I. (1993). The Effect of a Passive Adsorption Shette on Reducing Organic Pollutants in Indoor Air. *Indoor Air* (3), 12-19.

YU, K., LEE, G., HUANG, W.-M., WU, C., & YANG, S. (2006). The correlation between photocatalytic oxidation performance and chemical / physical properties of indoor volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* (40), 375-385.

YUN, S., & SEO, Y. (2013). Removal of bacteria and odor gas by an alumina support catalyst and negative air ions. *Journal of Aerosol Science* (58), 33-40.

ZAATARI, M., NOVOSELAC, A., & SIEGEL, J. (2014). The relationship between filter pressure drop, indoor air quality, and energy consumption in rooftop HVAC units. *Building and Environment* (73), 151-161.

ZAITAN, H., KORRIR, A., CHAFIK, T., & BIANCHI, D. (2013). Evaluation of the potential of Volatile Organic Compound (di-methylbenzene) removal using adsorption on natural minerals compared oxides. *Journal of Hazardous Materials* .

ZHANG, J., & LIOY, P. (1994). Ozone in Residential Air: Concentrations, I/O ratios, indoor chemistry and exposures. *Indoor Air* (4), 95-102.

ZHANG, Y., MO, J., LI, Y., SUNDELL, J., WARGOCKI, P., ZHANG, J., et al. (2011). Review : Can commonly-used fan-driven ai cleaning technologies improve indoor air quality? A literature review. *Atmospheric Environment* (45), 4329-4343.

ZHANG, Y., STEFANAKOS, E., & GOSWAMI, D. (2012). Effect of photocatalytic surface roughness on reactors effectiveness of indoor air cleaning. *Building and Environment* .

ZHANG, Y., YANG, R., & ZHAO, R. (2003). A model for analyzing the performance of photocatalytic air cleaner in removing volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* (37), 3395-3399.

ZHAO, J., & YANG, X. (2003). Photocatalytic oxidation for indoor air purification: a literature review. *Building and Environment* (38), 645-654.

ZHAO, P., SIEGEL, J., & CORSI, R. (2007). Ozone removal by HVAC filters. *Atmospheric Environment* (41), 3151-3160.

ZHONG, L., & HAGHIGHAT, F. (2011). Modeling and validation of a photocatalytic oxidation reactor for indoor environment applications. *Chemical Engineering Science* (66), 5945-5954.

ZHONG, L., HAGHIGHAT, F., BLONDEAU, P., & KOZINSKI, J. (2010). Modeling and physical interpretation of photocatalytic oxidation efficiency in indoor air applications. *Building and Environment* (45), 2689-2697.

ZHONG, L., HAGHIGHAT, F., LEE, C.-S., & LAKDAWALA, N. (2013). Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air applications: Systematic experimental evaluation. *Journal of Hazardous Materials* (261), 130-138.

Annexe A : Résultats des essais du projet épurateurs III

Système S1 : Filtres CAMFIL *Opakfil Energy* et *CitySorb-F*

Polluants gazeux

Polluants	C (µg.m^{-3})	E (%)	Consigne	Q (m^3.h^{-1})	T_{moy} (°C)	σ(T)	HR_{moy}	σ(HR)	Injection
Acétaldéhyde	25,8	**23,5 %**	été	1600	23,6	0,4	69 %	3 %	liquide
	54,8	**26,9 %**			23,4	0,3	72 %	3 %	
	85,6	**32,3 %**			23,1	0,3	73 %	3 %	
	84,3	**5,9 %**			21	0,2	72 %	2 %	gaz
	233,0	**3,8 %**			21	0,4	71 %	5 %	
	346,3	**5,0 %**			23	1,1	69 %	4 %	
	28,3	**5,5 %**	hiver	1600	20,9	0,2	28 %	1 %	liquide
	62,7	**55,9 %**			21,0	0,2	28 %	1 %	
	109,7	**42,0 %**			21,2	0,1	30 %	1 %	
	40,7	**54,1 %**	hiver	3600	21,5	0,4	38 %	1 %	liquide
	101,1	**1,7 %**			21,3	1,0	35 %	2 %	
	123,6	**7,0 %**			20,4	1,1	34 %	1 %	
	32,8	**35,5 %**	été	3600	23,3	0,7	73 %	4 %	liquide
	46,0	**2,8 %**			23,1	0,3	76 %	4 %	
	78,0	**5,1 %**			23,5	0,8	69 %	6 %	
Acétone	25,7	**-3,3 %**	été	1600	23,8	0,4	70 %	4 %	liquide
	54,4	**20,2 %**			23,7	0,4	69 %	5 %	
	76,2	**33,9 %**			23,6	0,4	70 %	4 %	
	275,5	**2,4 %**			21	0,5	66 %	7 %	gaz
	476,2	**14,1 %**			19	0,3	67 %	3 %	gaz
	34,4	**101,2 %**	hiver	1600	20,9	0,2	28 %	1 %	liquide
	72,2	**97,3 %**			21,0	0,2	28 %	1 %	
	112,6	**90,7 %**			21,2	0,1	30 %	1 %	
	43,5	**24,7 %**	été	2400	23,8	0,5	70 %	6 %	liquide
	67,7	**14,0 %**			23,5	0,7	71 %	5 %	
	96,2	**21,6 %**			23,4	0,8	73 %	4 %	
	32,8	**11,6 %**	hiver	2400	19,4	0,1	44 %	1 %	liquide
	53,7	**26,8 %**			19,3	0,2	44 %	1 %	
	103,3	**29,4 %**			19,4	0,2	42 %	1 %	
	41,8	**26,6 %**	hiver	3600	21,5	0,4	38 %	1 %	liquide
	71,0	**39,2 %**			21,3	1,0	35 %	2 %	
	95,5	**41,3 %**			20,4	1,1	34 %	1 %	
	46,1	**10,7 %**	été	3600	23,8	0,4	65 %	2 %	liquide
	86,0	**13,3 %**			23,7	0,4	65 %	3 %	
	124,5	**12,4 %**			23,5	0,4	65 %	3 %	
Heptane	36,1	**36,8 %**	été	1600	23,6	0,4	69 %	3 %	liquide

	61,1	**40,5 %**			3,4	0,3	72 %	3 %	
	89,4	**42,5 %**			23,1	0,3	73 %	3 %	
	216,8	**19,2 %**			21	0,4	69 %	3 %	
	402,1	**19,6%**			21	0,4	69 %	3 %	gaz
	879,6	**34,6%**			19	0,3	68 %	5 %	
	41,4	**63,2 %**			20,9	0,2	28 %	1 %	
	71,7	**92,1 %**			21,0	0,2	28 %	1 %	liquide
	117,2	**90,0 %**	hiver	1600	21,2	0,0	30 %	1 %	
	285,7	**54,6 %**			20	0,8	41 %	8 %	
	591,1	**59,8 %**			19	0,3	37 %	1 %	gaz
	819,0	**30,3 %**			19	0,3	35 %	1 %	
	28,7	**20,4 %**			23,8	0,5	70 %	6 %	
	45,5	**28,5 %**	été	2400	23,5	0,7	71 %	5 %	liquide
	66,0	**30,4 %**			23,4	0,8	73 %	4 %	
	44,3	**4,5 %**			19,4	0,1	44 %	1 %	
	68,9	**49,8 %**	hiver	2400	19,3	0,2	44 %	1 %	liquide
	105,8	**54,7 %**			19,4	0,2	42 %	1 %	
	27,1	**89,3 %**			21,5	0,4	38 %	1 %	
	60,7	**77,7 %**			21,3	1,0	35 %	2 %	liquide
	87,7	**76,1 %**	hiver	3600	20,4	1,1	34 %	1 %	
	242,3	**43,5 %**			19	0,4	36 %	1 %	
	376,3	**24,1 %**			19	0,4	37 %	1 %	gaz
	831,7	**25,5 %**			19	0,4	31 %	1 %	
	35,7	**23,9 %**			23,8	0,4	65 %	2 %	
	68,0	**26,7 %**	été	3600	23,7	0,4	65 %	3 %	liquide
	107,4	**33,6 %**			23,5	0,4	65 %	3 %	
	391,0	**9,6 %**			23	0,4	68 %	4 %	gaz
	37,7	**49,8 %**			23,6	0,4	69 %	3 %	
	60,3	**51,5 %**			23,4	0,3	72 %	3 %	liquide
	86,3	**54,5 %**	été	1600	23,1	0,3	73 %	3 %	
	230,3	**43,5 %**			20,1	0,5	71 %	7 %	
	461,7	**68,7 %**			20,1	0,4	69 %	5 %	gaz
	732,3	**68,1 %**			20,6	0,1	66 %	2 %	
	38,1	**63,2 %**			20,9	0,2	28 %	1 %	
	73,9	**78,4 %**			21,0	0,2	28 %	1 %	liquide
	116,8	**80,8 %**	hiver	1600	21,2	0,1	30 %	1 %	
	221,6	**49,2 %**			20	0,8	41 %	8 %	
Toluène	363,0	**52,6 %**			18	0,4	38 %	1 %	gaz
	736,1	**61,3 %**			20	0,4	36 %	1 %	
	27,5	**32,9 %**			23,8	0,5	70 %	6 %	
	44,1	**39,8 %**	été	2400	23,5	0,7	71 %	5 %	liquide
	67,5	**41,0 %**			23,4	0,8	73 %	4 %	
	37,3	**6,8 %**			19,4	0,1	44 %	1 %	
	61,9	**50,0 %**	hiver	2400	19,3	0,2	44 %	1 %	liquide
	98,0	**53,7 %**			19,4	0,2	42 %	1 %	
	30,2	**71,7 %**			21,5	0,4	38 %	1 %	
	61,4	**72,7 %**	hiver	3600	21,3	1,0	35 %	2 %	liquide
	87,8	**71,6 %**			20,4	1,1	34 %	1 %	

	263,5	**41,3 %**			19	0,4	36 %	1 %	gaz
	376,5	**19,9 %**			19	0,4	37 %	1 %	
	660,7	**12,9 %**			19	0,4	37 %	1 %	
	35,4	**33,0 %**	été	3600	23,8	0,4	65 %	2 %	liquide
	66,0	**38,3 %**			23,7	0,4	65 %	3 %	
	104,0	**45,1 %**			23,5	0,4	65 %	3 %	
Formaldéhyde	148,3	**23,0 %**	été	1600	23,7	0,6	71 %	5 %	liquide
	165,5	**6,1 %**	été	3600	24,1	1,3	65 %	7 %	liquide
	142,1	**31,4 %**	hiver	1600	18,5	0,2	56 %	1 %	liquide
	169,2	**23,4 %**			19,3	0,3	45 %	2 %	
	101,5	**14,4 %**	hiver	3600	18,5	0,1	52 %	1 %	liquide

Tableau A.1 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S1 (association d'un filtre particulaire et d'un filtre moléculaire CAMFIL) vis-à-vis des polluants gazeux

Particules

Diamètres des particules (latex)	Q = 1200 $m^3.h^{-1}$	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 2700 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	50,8	51	47,8	47,1
0.3 - 0.5 mm	59	58,7	56,8	53,6
0.5 - 0.7 mm	64,1	64	62,9	59,9
0.7 - 1.0 mm	71,7	72,2	71,4	69,7
1.0 - 2.0 mm	80,9	82,1	81,7	81,5
2.0 - 3.0 mm	90	90,7	91,1	92,2
3.0 - 5.0 mm	95,1	95,5	96,4	97,6
> 5.0 mm	98,4	98,8	98,7	99

Tableau A.2 : Résultats et conditions des essais réalisés avec le filtre particulaire *Opakfil Energy* CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules

Diamètres des particules (latex)	Q = 1200 $m^3.h^{-1}$	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 2700 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	7,9	8	5,6	6,1
0.3 - 0.5 mm	9,3	10,7	8,8	9,9
0.5 - 0.7 mm	10,9	13,5	11,9	14,3
0.7 - 1.0 mm	14,8	17,1	16,8	20,1
1.0 - 2.0 mm	20,6	22,9	24,1	29,6
2.0 - 3.0 mm	29,4	33,3	38,4	47,4
3.0 - 5.0 mm	44,2	49,5	56	65,9
> 5.0 mm	64,6	73	78,3	82,5

Tableau A.3 : Résultats et conditions des essais réalisés avec le filtre moléculaire *City Sorb-F* CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules

Efficacités calculées pour les deux filtres CAMFIL en série :

Diamètres des particules (latex)	Q = 1200 $m^3.h^{-1}$	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 2700 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	54,6868	54,92	50,7232	50,3269
0.3 - 0.5 mm	62,813	63,1191	60,6016	58,1936
0.5 - 0.7 mm	68,0131	68,86	67,3149	65,6343
0.7 - 1.0 mm	75,8884	76,9538	76,2048	75,7903
1.0 - 2.0 mm	84,8346	86,1991	86,1103	86,976
2.0 - 3.0 mm	92,94	93,7969	94,5176	95,8972
3.0 - 5.0 mm	97,2658	97,7275	98,416	99,1816
> 5.0 mm	99,4336	99,676	99,7179	99,825

Tableau A.4 : Résultats calculés pour l'association des deux filtres CAMFIL de la solution d'épuration S1 vis-à-vis des particules

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	VITESSE 1=PV 2=MV 3=GV	ABATTEMENT %	Moyennes par vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml : 3,5.10^6 /ml ; 1,2.10^6 /ml					
	202	34	3600	**83,2**	78,88	été T : 25°C HR : 50%
	204	41		**79,9**		
	194	38		**80,4**		
	203	44		**78,3**		
	210	62		**70,5**		
	205	39		**81,0**		
	59	3	1600	**94,9**	91,60	été T : 23°C HR : 70%
	57	7		**87,7**		
	51	4		**92,2**		
	27	4	2400	**85,2**	87,42	été T : 23°C HR : 70%
	32	2		**93,8**		
	30	5		**83,3**		
	16	4	3600	**75,0**	78,68	été T : 23°C HR : 70%
	12	7		**NC***		
	17	3		**82,4**		
	12	2	3600	**NC***	87,59	hiver T : 19°C HR : 65%
	19	2		**89,5**		
	14	2		**85,7**		
	38	6	1600	**84,2**	81,19	hiver T : 19°C HR : 65%
	39	10		**74,4**		
	40	6		**85,0**		
	25	10	2400	**60,0**	77,25	hiver T : 19°C HR : 65%
	27	2		**92,6**		
	24	5		**79,2**		
	*NC : % non calculé en raison de la concentration amont trop basse					

	Concentration (CFU/ml : 3.10^7 /ml / 10^7 /ml)					
Aspergillus Niger	145	0	3600	**100,0**	100,00	été T : 24°C HR : 52%
	120	0		**100,0**		
	127	0		**100,0**		
	320	3	1600	**99,1**	99,17	été T : 24°C HR : 52%
	320	2		**99,4**		
	320	3		**99,1**		
	44	0	1600	**100,0**	100,00	hiver T : 19°C HR : 70%
	43	0		**100,0**		
	44	0		**100,0**		
	24	0	2400	**100,0**	99,02	hiver T : 19°C HR : 70%
	21	0		**100,0**		
	34	1		**97,1**		
	23	0	3600	**100,0**	100,00	hiver T : 19°C HR : 70%
	18	0		**100,0**		
	32	0		**100,0**		
	20	0	3600	**100,0**	100,00	été T : 22°C HR : 60%
	24	0		**100,0**		
	19	0		**100,0**		
	70	2	1600	**97,1**	97,91	été T : 22°C HR : 60%
	88	3		**96,6**		
	80	0		**100,0**		
	64	0	2400	**100,0**	98,61	été T : 22°C HR : 60%
	48	2		**95,8**		
	55	0		**100,0**		

Tableau A.5 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S1 (association d'un filtre particulaire et d'un filtre moléculaire CAMFIL) vis-à-vis des microorganismes

Système S2 : Expansion electronic FE + Ioniseur FI (AQC)

Polluants gazeux

Polluants	C (µg.m^{-3})	A (%)	Cons.	Q (m^3.h^{-1})	T_{moy} (°C)	σ(T)	HR_{moy}	σ(HR)	Inj.
Acétaldéhyde	22,5	**16,6 %**	été	1600	23,7	0,3	65 %	2 %	liquide
	59,8	**-2,0 %**			23,0	0,2	70 %	4 %	
	93,0	**7,5 %**			23,4	0,1	67 %	2 %	
	15,9	**8,4 %**	hiver	1600	19,1	0,5	45 %	1 %	liquide
	34,8	**7,4 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	80,0	**0,5 %**			18,8	0,3	35 %	2 %	
	87,4	**0,9 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	gaz
	199,8	**2,3 %**			18,1	0,3	30 %	1 %	
	322,2	**7,1 %**			19	0,3	30 %	1 %	
	37,1	**4,2 %**	hiver	3600	19,5	0,8	38 %	1 %	liquide
	76,9	**-2,2 %**			19,5	0,3	40 %	1 %	
	118,2	**-0,7 %**			19,8	0,2	42 %	1 %	
	62,2	**24,8 %**			19	0,1	36 %	1 %	gaz
	133,3	**27,7 %**			18,7	0,1	39 %	1 %	
	308,9	**0,9 %**			18,6	0,1	37 %	1 %	
	27,4	**5,2 %**	été	3600	23,4	0,4	70 %	3 %	liquide
	64,7	**3,1 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
	94,2	**1,1 %**			23,4	0,3	69 %	2 %	
Acétone	28,0	**13,3 %**	été	1600	23,4	0,2	65 %	3 %	liquide
	62,2	**-1,5 %**			23,5	0,3	68 %	5 %	
	92,4	**3,0 %**			23,4	0,1	67 %	2 %	
	29,5	**0,2 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	52,5	**1,3 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	94,5	**-3,2 %**			18,8	0,3	35 %	2 %	
	107,8	**1,1 %**			18,9	0,1	33 %	1 %	gaz
	270,0	**3,2 %**			20,2	0,1	35 %	1 %	
	563,4	**9,7 %**			19,2	0,1	34 %	1 %	
	64,6	**-4,1 %**	hiver	3600	19,5	0,8	38 %	1 %	liquide
	117,1	**-0,3 %**			19,5	0,3	40 %	1 %	
	154,4	**-0,4 %**			19,8	0,2	42 %	1 %	
	128,7	**13,8 %**			21,0	0,1	36 %	1 %	gaz
	230,1	**20,9 %**			20,7	0,1	39 %	1 %	
	460,3	**0,0 %**			20,6	0,1	37 %	1 %	
	24,0	**-20,2 %**	été	3600	23,5	0,3	69 %	3 %	liquide
	52,3	**0,9 %**			23,5	0,3	70 %	2 %	
	88,6	**4,1 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
Heptane	37,7	**4,7 %**	été	1600	23,7	0,3	65 %	2 %	liquide
	63,5	**9,1 %**			23,0	0,2	70 %	4 %	
	92,6	**0,0 %**			23,4	0,1	67 %	2 %	
	24,5	**5,9 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	49,4	**7,3 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	82,0	**-0,5 %**			18,8	0,3	35 %	2 %	
	236,9	**2,2 %**			20,2	0,4	35 %	1 %	gaz

	433,3	**3,4 %**			20	0,4	34 %	1 %	
	802,2	**13,8 %**			20,4	0,1	35 %	1 %	
	33,6	**0,4 %**	hiver	3600	19,5	0,8	38 %	1 %	liquide
	66,0	**-0,9 %**			19,5	0,3	40 %	1 %	
	101,2	**0,2 %**			19,8	0,2	42 %	1 %	
	255,8	**9,1 %**			20	0,4	32 %	1 %	gaz
	386,1	**9,5 %**			20	0,4	31 %	1 %	
	771,8	**1,6 %**			20,6	0,1	37 %	1 %	
	32,0	**0,1 %**	été	3600	23,5	0,3	69 %	3 %	liquide
	66,0	**3,6 %**			23,5	0,3	70 %	2 %	
	96,7	**2,3 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
Toluène	39,2	**4,1 %**	été	1600	23,7	0,3	65 %	2 %	liquide
	62,9	**3,9 %**			23,0	0,2	70 %	4 %	
	94,2	**1,5 %**			23,4	0,1	67 %	2 %	
	23,0	**7,8 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	48,0	**9,6 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	81,8	**0,1 %**			18,8	0,3	35 %	2 %	
	182,0	**10,3 %**			20,4	0,1	33 %	1 %	gaz
	453,0	**1,6 %**			20,2	0,4	35 %	1 %	
	808,1	**0,6 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	
	34,3	**3,2 %**	hiver	3600	19,5	0,8	38 %	1 %	liquide
	67,1	**-0,9 %**			19,5	0,3	40 %	1 %	
	101,0	**0,2 %**			19,8	0,2	42 %	1 %	
	194,1	**7,1 %**			20	0,6	31 %	1 %	
	359,7	**21,5 %**			19	0,8	34 %	3 %	
	698,4	**0,0 %**			19,0	0,4	35 %	1 %	
	34,3	**-1,0 %**	été	3600	23,5	0,3	69 %	3 %	liquide
	66,3	**2,7 %**			23,5	0,3	70 %	2 %	
	95,4	**-1,4 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
Formaldéhyde	31,6	**-54,1 %**	hiver	1600	19,6	0,1	39 %	3 %	liquide
	57,5	**-40,1 %**			19,3	0,1	37 %	3 %	
	108,6	**-124,2 %**			19,7	0,3	45 %	4 %	
	73,5	**-14,1 %**			20,7	1,3	40 %	1 %	gaz
	137,0	**-15,6 %**			20,4	0,7	35 %	1 %	
	69,6	**50,2 %**	hiver	3600	19,3	0,2	50 %	1 %	liquide
	144,3	**-43,4 %**			19,1	0,2	51 %	1 %	

Tableau A.6 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des polluants gazeux

Particules

Le Ioniseur FI d'AQC (S6) ayant des efficacités nulles vis-à-vis des particules, quelles que soient leur taille, les efficacités du système S2 (couplage des systèmes S5 et S6) vis-à-vis des particules correspondent aux efficacités du système S5.

Diamètres des particules (latex)	Q = 1200 $m^3.h^{-1}$	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 2700 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	98,5	94,6	73,5	52,6
0.3 - 0.5 mm	98,6	96,2	79,2	58,7
0.5 - 0.7 mm	98,8	97,2	83,3	63,6
0.7 - 1.0 mm	99	98	88,7	70,8
1.0 - 2.0 mm	99,2	98,7	93,8	79,3
2.0 - 3.0 mm	99,2	99,1	97,3	89,4
3.0 - 5.0 mm	99,4	99,1	98,6	94,5
> 5.0 mm	99,7	99,6	99,5	98,2

Tableau A.7 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des particules

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit ($m^3.h^{-1}$)	**ABATTEMENT %**	Moyennes par système et vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 10^6 /ml					
	30	0	1600	**100,0**	98,4	hiver T : 19°C HR : 40 %
	32	0		**100,0**		
	32	2		**93,8**		
	33	0		**100,0**		
	12	0	2400	**100,0**	95,2	hiver T : 19°C HR : 40 %
	12	0		**100,0**		
	14	2		**85,7**		
	18	1	3600	**94,4**	87,4	hiver T : 19°C HR : 40 %
	17	3		**82,4**		
	15	3		**80,0**		
	27	2		**92,6**		
	Concentration (CFU/ml) : $0,7.10^6$ /ml					
	22	0	1600	**100,0**	96,9	été T : 24°C HR : 70 %
	34	0		**100,0**		
	32	3		**90,6**		
	32	0	2400	**100,0**	97,9	été T : 24°C HR : 70 %
	32	1		**96,9**		
	33	1		**97,0**		
	33	5	3600	**84,8**	87,1	été T : 24°C HR : 70 %
	36	3		**91,7**		
	33	5		**84,8**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 5.10^6 /ml					
	38	0	1600	**100,0**	100,0	hiver T : 19°C HR : 40 %
	33	0		**100,0**		
	44	0		**100,0**		
	53	0	2400	**100,0**	98,6	hiver

	49	2		**95,9**		T : 19°C HR : 40 %
	50	0		**100,0**		
	38	0	3600	**100,0**	100,0	hiver T : 19°C HR : 40 %
	30	0		**100,0**		
	43	0		**100,0**		
	Concentration (CFU/ml) : 10^6 /ml					
	52	1	1600	**98,1**	98,8	été T : 24°C HR : 70 %
	57	1		**98,2**		
	62	0		**100,0**		
	77	0	2400	**100,0**	98,7	été T : 24°C HR : 70 %
	71	1		**98,6**		
	81	2		**97,5**		
	66	0	3600	**100,0**	98,0	été T : 24°C HR : 70 %
	66	2		**97,0**		
	70	2		**97,1**		

Tableau A.8 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S2 (association d'un électrofiltre (S5) et d'un ioniseur (S6)) vis-à-vis des microorganismes

Système S3$^{(NA)}$: Réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec écran en nid d'abeille

Polluants gazeux

Quelles que soient les conditions opératoires et pour les deux types d'écrans, le réacteur photocatalytique n'induit aucun abattement significatif des concentrations en COV cibles.

Particules

Diamètres des particules (DEHS)	Q = 1800 m^3.h^{-1}	Q = 3600 m^3.h^{-1}
0.2 - 0.3 mm	0	2,1
0.3 - 0.5 mm	0	1,6
0.5 - 0.7 mm	0	4,9
0.7 - 1.0 mm	0	3,8
1.0 - 2.0 mm	0	6,2
2.0 - 3.0 mm	6,5	15,3
3.0 - 5.0 mm	52,0	53,1
> 5.0 mm	NM	NM

Tableau A.9 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(NA)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type nid d'abeille) vis-à-vis des particules

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit (m^3.h^{-1})	Lampes ON/OFF	ABATTEMENT %	Moyennes par config et vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 10 ^{7} /ml						
	>400	>400	1600	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	>400	>400			**0,0**		
	>400	>400			**0,0**		
	>400	0	1600	ON	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	>400	0			**100,0**		
	>400	0			**100,0**		
	>400	>400	2400	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	>400	>400			**0,0**		
	>400	>400			**0,0**		
	>400	0	2400	ON	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	>400	0			**100,0**		
	>400	0			**100,0**		
	>400	>400	3600	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	>400	>400			**0,0**		
	>400	>400			**0,0**		
	>400	0	3600	ON	**100,0**	100,0	été

	>400	0			**100,0**		T : 24°C HR : 70 %
	>400	0			**100,0**		
	>400	>400			**0,0**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 3.10 ^{6}/ ml						
	33	34	1600	**OFF**	**-3,0**	-3,7	été T : 24°C HR : 70 %
	26	32			**-23,1**		
	33	28			**15,2**		
	16	16	1600	**ON**	**0,0**	1,6	été T : 24°C HR : 70 %
	36	30			**16,7**		
	34	38			**-11,8**		
	37	38	2400	**OFF**	**-2,7**	9,6	été T : 24°C HR : 70 %
	32	25			**21,9**		
	32	40	2400	**ON**	**-25,0**	-6,4	été T : 24°C HR : 70 %
	36	30			**16,7**		
	37	41			**-10,8**		
	37	32	3600	**OFF**	**13,5**	13,2	été T : 24°C HR : 70 %
	42	35			**16,7**		
	42	38			**9,5**		
	47	40	3600	**ON**	**14,9**	9,4	été T : 24°C HR : 70 %
	46	38			**17,4**		
	50	52			**-4,0**		

Tableau A.10 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3$^{(NA)}$ (réacteur photocatalytique avec des écrans de type nid d'abeille) vis-à-vis des microorganismes

Système S3(TM) : Réacteur photocatalytique BIOWIND seul avec écran en tricot métallique

Polluants gazeux

Quelles que soient les conditions opératoires et pour les deux types d'écrans, le réacteur photocatalytique n'induit aucun abattement significatif des concentrations en COV cibles.

Particules

Diamètres des particules (DEHS)	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	0,0	0,0
0.3 - 0.5 mm	0,0	0,8
0.5 - 0.7 mm	0,0	1,6
0.7 - 1.0 mm	0,0	4,3
1.0 - 2.0 mm	0,0	11,3
2.0 - 3.0 mm	15,9	42,6
3.0 - 5.0 mm	53,3	87,6
> 5.0 mm	NM	NM

Tableau A.11 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3(TM) (réacteur photocatalytique avec des écrans de type tricot métallique) vis-à-vis des particules

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit ($m^3.h^{-1}$)	Lampes ON/OFF	ABATTEMENT %	Moyennes par config et vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 5.10 ^{6} /ml						
	≈ 400	0	1600	Ecrans OFF Lampes ON	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	≈ 400	1600	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	0	1600	ON	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	≈ 400	1600	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	Concentration (CFU/ml) : 10 ^{7} /ml						
	≈ 400	≈ 400	3600	OFF	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	0	3600	ON	**100,0**	100,0	été

	≈ 400	0			**100,0**		T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	≈ 400	2400	**OFF**	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	0	2400	**ON**	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	≈ 400	1600	**OFF**	**0,0**	0,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	≈ 400			**0,0**		
	≈ 400	0	1600	**ON**	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	≈ 400	0			**100,0**		
	≈ 400	0			**100,0**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 0,4.10 ^{6} /ml						
	25	9	1600	**OFF**	**64,0**	62,9	été T : 24°C HR : 70 %
	29	13			**55,2**		
	36	11			**69,4**		
	43	15	1600	**ON**	**65,1**	59,3	été T : 24°C HR : 70 %
	29	12			**58,6**		
	24	11			**54,2**		
	44	11	2400	**OFF**	**75,0**	78,1	été T : 24°C HR : 70 %
	41	8			**80,5**		
	33	7			**78,8**		
	41	13	2400	**ON**	**68,3**	65,1	été T : 24°C HR : 70 %
	32	11			**65,6**		
	31	12			**61,3**		
	42	17	3600	**OFF**	**59,5**	71,0	été T : 24°C HR : 70 %
	37	11			**70,3**		
	54	9			**83,3**		
	46	15	3600	**ON**	**67,4**	70,8	été T : 24°C HR : 70 %
	52	12			**76,9**		
	47	15			**68,1**		

Tableau A.12 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S3(TM) (réacteur photocatalytique avec des écrans de type tricot métallique) vis-à-vis des microorganismes

Système S4 : Activtek Induct 5000 (Noovatec)

Polluants gazeux

Polluants	C (µg.m^{-3})	A (%)	Cons.	Q (m^3.h^{-1})	T_{moy} (°C)	σ(T)	HR_{moy}	σ(HR)	Inj.
Acétaldéhyde	107,6	**0,0 %**	hiver	1600	19	0,2	41 %	1 %	gaz
	193,5	**4,5 %**			19	0,4	31 %	1 %	
	361,1	**0,0 %**			19	0,4	39 %	1 %	
	76,2	**0,0 %**	hiver	3600	19	0,5	24 %	1 %	gaz
	194,4	**1,1 %**			19	0,4	25 %	1 %	
Acétone	109,7	**0,0 %**	hiver	1600	19	0,1	36 %	1 %	gaz
	258,4	**0,0 %**			19	0,5	26 %	1 %	
	444,4	**0,0 %**			19	0,4	28 %	1 %	
Heptane	238,6	**0,0 %**	hiver	1600	19	0,3	32 %	1 %	gaz
	484,9	**0,0 %**			19	0,4	32 %	1 %	
	876,4	**0,6 %**			19	0,4	34 %	1 %	
	238,2	**0,3 %**	hiver	3600	19	0,4	33 %	1 %	gaz
	446,0	**0,0 %**			19	0,5	34 %	1 %	
	932,9	**0,3 %**			19	0,4	33 %	1 %	
Toluène	205,8	**0,1 %**	hiver	1600	19	0,3	32 %	1 %	gaz
	468,1	**01,5 %**			19	0,4	32 %	1 %	
	729,7	**0,0 %**			19	0,3	29 %	1 %	
	203,1	**0,9 %**	hiver	3600	19	0,4	33 %	1 %	gaz
	376,9	**0,0 %**			19	0,5	34 %	1 %	
	728,9	**0,0 %**			19	0,4	33 %	1 %	

Tableau A.13 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S4 (catalyseur sous UVC / plasma froid) vis-à-vis des polluants gazeux

Particules

Les efficacités mesurées de ce système vis-à-vis des particules sont nulles, quelles que soient leur taille.

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit (m^3.h^{-1})	Système ON/OFF	ABATTEMENT %	Moyennes par vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 4.10^6 /ml						
	379	390	1600	OFF	**-2,9**	4,8	hiver T : 19°C HR : 70%
	346	354	2400	OFF	**-2,3**		
	358	288	3600	OFF	**19,6**		
	362	332	1600	ON	**8,3**	5,0	hiver T : 19°C HR : 70%
	352	349			**0,9**		
	358	337			**5,9**		
	333	324	2400	ON	**2,7**	0,8	hiver T : 19°C
	328	324			**1,2**		

							HR : 70%
	339	344	3600	ON	**-1,5**	-3,7	hiver T : 19°C HR : 70%
	341	340			**0,3**		
	329	354			**-7,6**		
	381	357	1600	OFF	**6,3**	5,9	été T : 22°C HR : 70%
	406	373	2400		**8,1**		
	401	388	3600		**3,2**		
	363	289	1600	ON	**20,4**	9,0	été T : 22°C HR : 70%
	336	319			**5,1**		
	352	347			**1,4**		
	404	388	2400	ON	**4,0**	7,0	été T : 22°C HR : 70%
	416	374			**10,1**		
	390	365	3600	ON	**6,4**	6,3	été T : 22°C HR : 70%
	394	369			**6,3**		
	399	375			**6,0**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 10 ^{7}/ ml						
	82	89	1600	OFF	**-8,5**	0,4	hiver T : 19°C HR : 65%
	59	57	2400		**3,4**		
	48	45	3600		**6,3**		
	79	52	1600	ON	**34,2**	19,7	hiver T : 19°C HR : 65%
	91	62			**31,9**		
	71	76			**-7,0**		
	58	45	2400	ON	**22,4**	1,1	hiver T : 19°C HR : 65%
	48	60			**-25,0**		
	51	48			**5,9**		
	40	46	3600	ON	**-15,0**	6,0	hiver T : 19°C HR : 65%
	52	44			**15,4**		
	51	42			**17,6**		
	131	142	1600	OFF	**-8,4**	-10,8	été T : 22°C HR : 65%
	141	148	2400		**-5,0**		
	90	107	3600		**-18,9**		
	126	127	1600	ON	**-0,8**	-16,5	été T : 22°C HR : 65%
	129	142			**-10,1**		
	124	172			**-38,7**		
	89	97	2400	ON	**-9,0**	-2,9	été T : 22°C HR : 65%
	31	39			**-25,8**		
	23	17			**26,1**		
	86	75	3600	ON	**12,8**	-9,2	été T : 22°C HR : 65%
	68	92			**-35,3**		
	79	83			**-5,1**		

Tableau A.14 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S4 (catalyseur sous UVC / plasma froid) vis-à-vis des microorganismes

Système S5 : Expansion electronic FE (AQC)

Polluants gazeux

Polluants	C (µg.m^{-3})	A (%)	Cons.	Q (m^3.h^{-1})	T_{moy} (°C)	σ(T)	HR_{moy}	σ(HR)	Inj.
Acétaldéhyde	35,3	**9,9 %**	été	1600	23,5	0,2	66 %	3 %	liquide
	59,3	**-1,8 %**			23,2	0,3	68 %	3 %	
	91,7	**0,1 %**			23,6	0,2	66 %	3 %	
	15,9	**7,5 %**	hiver	1600	19,1	0,5	45 %	1 %	liquide
	34,8	**9,2 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	183,4	**-1,4 %**			19,2	0,1	39 %	3 %	
	87,4	**0,0 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	gaz
	193,7	**0,5 %**			18,1	0,3	30 %	1 %	
	322,2	**7,4 %**			19	0,3	30 %	1 %	
	36,6	**-3,0 %**	hiver	3600	19,5	0.2	41 %	1 %	liquide
	62,5	**-3,2 %**			19	0,3	25 %	3 %	
	118,2	**0,4 %**			20	0,2	42 %	1 %	
	68,5	**0,0 %**			19	0,1	36 %	1 %	gaz
	133,3	**27,2 %**			18,7	0,1	39 %	1 %	
	312,8	**2,0 %**			18,6	0,1	37 %	1 %	
	27,4	**8,4 %**	été	3600	23,4	0,4	70 %	3 %	liquide
	64,7	**2,0 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
	94,2	**0,0 %**			23,4	0,3	69 %	2 %	
Acétone	46,3	**-14,1 %**	été	1600	23,7	0,1	66 %	4 %	liquide
	71,5	**-0,7 %**			23,5	0,2	66 %	4 %	
	127,5	**5,2 %**			23,5	0,2	66 %	3 %	
	29,5	**2,7 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	68,9	**1,6 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	289,3	**-2,8 %**			19,2	0,1	39 %	3 %	
	96,4	**-3,3 %**			18,9	0,1	33 %	1 %	gaz
	287,9	**1,3 %**			20,2	0,1	35 %	1 %	
	539,1	**5,7 %**			19,2	0,1	34 %	1 %	
	43,9	**-1,1 %**	hiver	3600	19,5	0,2	41 %	1 %	liquide
	102,1	**-2,7 %**			19	0,3	25 %	3 %	
	159,4	**0,6 %**			20	0,2	42 %	1 %	
	131,1	**0,0 %**			21,0	0,1	36 %	1 %	gaz
	230,1	**21,3 %**			20,7	0,1	39 %	1 %	
	460,0	**0,0 %**			20,6	0,1	37 %	1 %	
	40,6	**-4,7 %**	été	3600	23,6	0,4	69 %	4 %	liquide
	50,4	**-5,9 %**			23,2	0,3	72 %	3 %	
	85,5	**10,3 %**			23,6	0,3	69 %	3 %	
Heptane	32,0	**-4,6 %**	été	1600	23,7	0,1	66 %	4 %	liquide
	58,2	**1,0 %**			23,5	0,2	66 %	4 %	
	86,5	**0,6 %**			23,5	0,2	66 %	3 %	
	24,5	**5,8 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	49,4	**5,0 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	83,6	**0,8 %**			19,2	0,1	39 %	3 %	
	227,5	**0,0 %**			20,2	0,4	35 %	1 %	gaz

	413,2	**7,3 %**			20	0,4	34 %	1 %	
	802,2	**1,8 %**			20,4	0,1	35 %	1 %	
	33,2	**2,2 %**	hiver	3600	19,5	0,2	41 %	1 %	liquide
	62,7	**-6,5 %**			19	0,3	25 %	3 %	
	101,2	**0,4 %**			20	0,2	42 %	1 %	
	255,8	**8,8 %**			20	0,4	32 %	1 %	gaz
	364,0	**11,3 %**			20	0,4	31 %	1 %	
	799,3	**0,6 %**			20,6	0,1	27 %	1 %	
	36,5	**6,9 %**	été	3600	23,6	0,4	69 %	4 %	liquide
	66,0	**3,2 %**			23,2	0,3	72 %	3 %	
	98,8	**5,4 %**			23,6	0,3	69 %	3 %	
Toluène	34,3	**-5,4 %**	été	1600	23,7	0,1	66 %	4 %	liquide
	59,6	**2,1 %**			23,5	0,2	66 %	4 %	
	85,9	**0,0 %**			23,5	0,2	66 %	3 %	
	23,0	**7,6 %**	hiver	1600	19	0,5	45 %	1 %	liquide
	48,0	**6,6 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	83,7	**0,0 %**			19,2	0,1	39 %	3 %	
	180,5	**7,8 %**			20,4	0,1	33 %	1 %	gaz
	441,7	**0,9 %**			20,2	0,4	35 %	1 %	
	808,1	**1,1 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	
	32,8	**0,2 %**	hiver	3600	19,5	0,2	41 %	1 %	liquide
	62,9	**-5,8 %**			19	0,3	25 %	3 %	
	102,1	**0,4 %**			20	0,2	42 %	1 %	
	194,1	**14,2 %**			20	0,6	31 %	1 %	gaz
	354,3	**11,8 %**			19	0,8	34 %	3 %	
	698,4	**0,0 %**			19	0,4	35 %	1 %	
	37,7	**1,3 %**	été	3600	23,6	0,4	59 %	4 %	liquide
	63,7	**-2,8 %**			23,2	0,3	72 %	3 %	
	96,9	**4,8 %**			23,6	0,3	69 %	3 %	
Formaldéhyde	31,7	**-33,9 %**	hiver	1600	19,8	0,3	39 %	4 %	liquide
	60,6	**-43,8 %**			19,6	0,3	42 %	5 %	
	156,7	**-40,1 %**			19,3	0,6	44 %	4 %	
	73,5	**-11,5 %**			20,7	1,3	40 %	1 %	gaz
	137,0	**-15,7 %**			20,4	0,7	35 %	1 %	
	78,6	**-49,4 %**	hiver	3600	19,3	0,2	44 %	3 %	liquide
	143,7	**-43,5 %**			19,1	0,2	51 %	1 %	

Tableau A.15 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des polluants gazeux

Particules

Diamètres des particules (latex)	Q = 1200 $m^3.h^{-1}$	Q = 1800 $m^3.h^{-1}$	Q = 2700 $m^3.h^{-1}$	Q = 3600 $m^3.h^{-1}$
0.2 - 0.3 mm	98,5	94,6	73,5	52,6
0.3 - 0.5 mm	98,6	96,2	79,2	58,7
0.5 - 0.7 mm	98,8	97,2	83,3	63,6
0.7 - 1.0 mm	99	98	88,7	70,8
1.0 - 2.0 mm	99,2	98,7	93,8	79,3
2.0 - 3.0 mm	99,2	99,1	97,3	89,4
3.0 - 5.0 mm	99,4	99,1	98,6	94,5
> 5.0 mm	99,7	99,6	99,5	98,2

Tableau A.16 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des particules

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit ($m^3.h^{-1}$)	**ABATTEMENT %**	Moyennes par système et vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 10^6 /ml					
	35	0	1600	**100,0**	99,0	hiver T : 19°C HR : 40 %
	35	1		**97,1**		
	39	0		**100,0**		
	34	2	2400	**94,1**	96,2	hiver T : 19°C HR : 40 %
	18	1		**94,4**		
	22	0		**100,0**		
	32	2	3600	**93,8**	90,9	hiver T : 19°C HR : 40 %
	25	3		**88,0**		
	Concentration (CFU/ml) : $0,7.10^6$ /ml					
	32	1	1600	**96,9**	98,0	été T : 24°C HR : 70 %
	36	1		**97,2**		
	31	0		**100,0**		
	43	0	2400	**100,0**	99,0	été T : 24°C HR : 70 %
	26	0		**100,0**		
	33	1		**97,0**		
	26	1	3600	**96,2**	91,6	été T : 24°C HR : 70 %
	25	2		**92,0**		
	30	4		**86,7**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 5.10^6 /ml					
	34	0	1600	**100,0**	98,9	hiver T : 19°C HR : 40 %
	27	0		**100,0**		
	29	1		**96,6**		
	52	0	2400	**100,0**	100,0	hiver T : 19°C HR : 40 %
	52	0		**100,0**		
	50	0		**100,0**		
	36	0	3600	**100,0**	100,0	hiver T : 19°C
	29	0		**100,0**		

	42	0		**100,0**		HR : 40 %
	Concentration (CFU/ml) : 10^6 /ml					
	58	1	1600	**98,3**	98,9	été T : 24°C HR : 70 %
	60	1		**98,3**		
	59	0		**100,0**		
	70	0	2400	**100,0**	98,6	été T : 24°C HR : 70 %
	99	1		**99,0**		
	94	3		**96,8**		
	77	0	3600	**100,0**	100,0	été T : 24°C HR : 70 %
	72	0		**100,0**		
	68	0		**100,0**		

Tableau A.17 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S5 (électrofiltre) vis-à-vis des microorganismes

Système S6 : Ioniseur FI (AQC)

Polluants gazeux

Polluants	C (µg.m^{-3})	A (%)	Cons.	Q (m^3.h^{-1})	T_{moy} (°C)	σ(T)	HR_{moy}	σ(HR)	Inj.
Acétaldéhyde	35,0	**1,0 %**	été	1600	23,3	0,2	69 %	4 %	liquide
	59,3	**5,4 %**			23,2	0,3	68 %	3 %	
	91,7	**-0,7 %**			23,6	0,2	66 %	3 %	
	15,9	**7,3 %**	hiver	1600	19,1	0,5	45 %	1 %	liquide
	34,8	**8,1 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	182,4	**-1,8 %**			19,2	0,2	36 %	4 %	
	87,4	**0,0 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	gaz
	193,7	**0,9 %**			18,1	0,3	30 %	1 %	
	322,2	**7,6 %**			19,0	0,3	30 %	1 %	
	35,9	**46,6 %**	hiver	3600	20,0	0,2	40 %	1 %	liquide
	64,7	**2,6 %**			19,4	0,1	26 %	2 %	
	119,1	**-0,6 %**			20,0	0,1	42 %	1 %	
	68,5	**0,9 %**			19,0	0,1	36 %	1 %	gaz
	133,3	**27,0 %**			18,7	0,1	39 %	1 %	
	312,8	**0,2 %**			18,6	0,1	37 %	1 %	
	27,4	**3,0 %**	été	3600	23,4	0,4	70 %	3 %	liquide
	64,7	**-0,9 %**			23,4	0,3	70 %	3 %	
	94,2	**2,0 %**			23,4	0,3	69 %	2 %	
Acétone	39,4	**-13,0 %**	été	1600	23,6	0,1	67 %	5 %	liquide
	61,5	**5,1 %**			23,4	0,1	66 %	3 %	
	123,3	**-0,8 %**			23,3	0,2	69 %	4 %	
	29,5	**5,2 %**	hiver	1600	19,0	0,5	45 %	1 %	liquide
	52,5	**3,6 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	292,1	**-2,2 %**			19,2	0,2	36 %	4 %	
	96,4	**-1,5 %**			18,9	0,1	33 %	1 %	gaz
	287,9	**1,0 %**			20,2	0,1	35 %	1 %	
	528,9	**5,2 %**			19,2	0,1	34 %	1 %	
	42,5	**38,1 %**	hiver	3600	20,0	0,2	40 %	1 %	liquide
	106,6	**2,1 %**			19,4	0,1	26 %	2 %	
	165,5	**-1,4 %**			20,0	0,1	42 %	1 %	
	131,1	**0,0 %**			21,0	0,1	36 %	1 %	gaz
	230,1	**22,9 %**			20,7	0,1	39 %	1 %	
	460,0	**0,0 %**			20,6	0,1	37 %	1 %	
	31,8	**-10,5 %**	été	3600	23,6	0,4	69 %	4 %	liquide
	53,0	**1,8 %**			23,6	0,5	69 %	4 %	
	96,0	**-9,1 %**			23,5	0,4	70 %	4 %	
Heptane	28,7	**-2,5 %**	été	1600	23,6	0,1	67 %	5 %	liquide
	57,8	**-0,1 %**			23,4	0,1	66 %	3 %	
	88,9	**2,3 %**			23,3	0,2	69 %	4 %	
	24,5	**5,8 %**	hiver	1600	19,0	0,5	45 %	1 %	liquide
	49,4	**3,5 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	86,1	**-3,5 %**			19,2	0,2	36 %	4 %	
	227,5	**3,5 %**			20,2	0,4	35 %	1 %	gaz

	413,2	**8,2 %**			20,0	0,4	34 %	1 %	
	808,2	**0,6 %**			20,4	0,4	35 %	1 %	
	34,0	**3,9 %**	hiver	3600	20,0	0,2	40 %	1 %	liquide
	66,4	**2,6 %**			19,5	0,1	26 %	2 %	
	100,8	**-0,4 %**			19,2	0,1	42 %	1 %	
	255,8	**8,9 %**			20,0	0,4	32 %	1 %	gaz
	364,0	**6,7 %**			20,0	0,4	31 %	1 %	
	799,3	**0,0 %**			20,6	0,1	37 %	1 %	
	33,6	**-3,4 %**	été	3600	23,6	0,4	59 %	4 %	liquide
	65,6	**3,2 %**			23,6	0,5	69 %	4 %	
	100,0	**0,0 %**			23,5	0,4	70 %	4 %	
Toluène	31,7	**-5,3 %**	été	1600	23,6	0,1	67 %	5 %	liquide
	59,2	**0,2 %**			23,4	0,1	66%	3 %	
	88,2	**0,9 %**			23,3	0,2	69 %	4 %	
	23,0	**6,8 %**	hiver	1600	19,0	0,5	45 %	1 %	liquide
	48,0	**5,1 %**			19,5	0,2	40 %	2 %	
	86,3	**-4,1 %**			19,2	0,2	36 %	4 %	
	180,5	**6,8 %**			20,4	0,1	33 %	1 %	gaz
	441,7	**2,3 %**			20,2	0,4	35 ù	1 %	
	808,1	**0,0 %**			19,2	0,2	35 %	1 %	
	32,8	**3,3 %**	hiver	3600	20,0	0,2	40 %	1 %	liquide
	64,4	**-1,4 %**			19,4	0,1	26 %	2 %	
	100,6	**-0,2 %**			20,0	0,1	42 %	1 %	
	182,0	**8,0 %**			20,0	0,6	31 %	1 %	gaz
	322,2	**8,3 %**			19,0	0,8	34 %	1 %	
	698,4	**0,0 %**			19,0	0,4	35 %	1 %	
	34,3	**-1,8 %**	été	3600	23,6	0,4	69 %	4 %	liquide
	64,8	**3,6 %**			23,6	0,5	69 %	4 %	
	99,1	**3,2 %**			23,5	0,4	70 %	4 %	
Formaldéhyde	21,7	**-105,4 %**	hiver	1600	19,8	0,3	39 %	4 %	liquide
	44,1	**-101,0 %**			19,6	0,3	42 %	5 %	
	156,5	**-43,1 %**			19,3	0,6	44 %	4 %	
	73,5	**-10,0 %**			20,7	1,3	40 %	1 %	gaz
	137,0	**-17,6 %**			20,4	0,7	35 %	1 %	
	74,0	**-56,8 %**	hiver	3600	19,3	0,2	44 %	3 %	liquide
	130,5	**-45,8 %**			19,3	0,2	53 %	1 %	

Tableau A.18 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S6 (ioniseur) vis-à-vis des polluants gazeux

Particules

Les efficacités mesurées de ce système vis-à-vis des particules sont nulles, quelles que soient leur taille.

Microorganismes

Polluant	C_{amont}	C_{aval}	Débit ($m^3.h^{-1}$)	**ABATTEMENT %**	Moyennes par système et vitesse %	Consigne, température (T) et humidité (HR)
Staphylococcus Epidermidis	Concentration (CFU/ml) : 10^{6} /ml					
	35	35	1600	**0,0**	2,5	hiver T : 19°C HR : 40 %
	38	37		**2,6**		
	40	38		**5,0**		
	18	15	2400	**16,7**	5,8	hiver T : 19°C HR : 40 %
	18	20		**-11,1**		
	17	15		**11,8**		
	14	15	3600	**-7,1**	17,88	hiver T : 19°C HR : 40 %
	22	10		**54,5**		
	20	14		**30,0**		
	25	22		**12,0**		
	23	23		**0,0**		
	Concentration (CFU/ml) : $0,7.10^{6}$ /ml					
	34	32	1600	**5,9**	12,2	été T : 24°C HR : 70 %
	29	29		**0,0**		
	39	27		**30,8**		
	48	36	2400	**25,0**	13,8	été T : 24°C HR : 70 %
	42	34		**19,0**		
	39	40		**-2,6**		
	39	34	3600	**12,8**	16,4	été T : 24°C HR : 70 %
	34	33		**2,9**		
	39	26		**33,3**		
Aspergillus Niger	Concentration (CFU/ml) : 5.10^{6} /ml					
	36	34	1600	**5,6**	0,5	hiver T : 19°C HR : 40 %
	32	29		**9,4**		
	30	34		**-13,3**		
	57	59	2400	**-3,5**	4,4	hiver T : 19°C HR : 40 %
	53	48		**9,4**		
	54	50		**7,4**		
	30	31	3600	**-3,3**	6,7	hiver T : 19°C HR : 40 %
	38	34		**10,5**		
	39	34		**12,8**		
	Concentration (CFU/ml) : 10^{6} /ml					
	57	55	1600	**3,5**	1,0	été T : 24°C HR : 70 %
	63	61		**3,2**		
	55	57		**-3,6**		
	78	72	2400	**7,7**	0,3	été T : 24°C HR : 70 %
	88	90		**-2,3**		
	86	90		**-4,7**		
	61	54	3600	**11,5**	-2,7	été T : 24°C HR : 70 %
	65	67		**-3,1**		
	61	71		**-16,4**		

Tableau A.19 : Résultats et conditions des essais réalisés avec la solution d'épuration S6 (ioniseur) vis-à-vis des microorganismes

Annexe B : Enveloppe du bâtiment simulé

Type de paroi	Matériaux	Épaisseur *e* [m]	Conductivité thermique *λ* [W/(m.°C)]	Ri+Re [m².°C/W]	R_{paroi} [m².°C/W]	U_{paroi} [W/(m².°C)]
Murs extérieurs	Enduit ext	0,001	-	0,17	3,18	0,31
	Th32 = polystyrène expansé	0,100	0,035			
	Béton	0,200	1,75			
	Plâtre	0,013	0,35			
Murs intérieurs	Plâtre	0,013	0,35	0,26	0,42	2,38
	Béton	0,150	1,75			
	Plâtre	0,013	0,35			
Cloisons intérieures	Plâtre (sur ossature métallique)	0,013	0,35	0,26	0,33	2,99
	Plâtre (sur ossature métallique)	0,013	0,35			
Plancher sur extérieur	Sol PVC	0,005	0,36	0,21	2,72	0,37
	Béton	0,300	1,75			
	Flocage sous dalle	0,100	0,043			
Toiture terrasse	Revêtement	-	-	0,26	4,87	0,21
	PUR = polyuréthane	0,120	0,027			
	Béton	0,230	1,75			
	Plâtre (sur ossature métallique)	0,013	0,35			
Plancher intermédiaire	Sol PVC	0,005	0,36	0,34	3,07	0,33
	Béton	0,080	1,75			
	Laine minérale	0,100	0,038			
	Plâtre (sur ossature métallique)	0,013	0,35			
Baies vitrées	Argon 4/16/4	-	-	-	0,59	1,70
Porte intérieure	Bois peint	-	-	-	3,33	0,30
Porte d'entrée	Métal vitrage double	-	-	-	0,59	1,70

Tableau B.1 : Mode constructif du bâtiment simulé