



Observatoire de la qualité de  
l'air intérieur

# **OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR**

## **MISE A JOUR DE LA VEILLE DOCUMENTAIRE SUR LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR EN FRANCE (2004-2006)**

**RAPPORT FINAL**

**DECEMBRE 2006**

Mise à jour de la veille documentaire sur la qualité de l'air intérieur en  
France (2004-2006)

Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS)  
Direction des risques chroniques  
Unité Evaluation des risques sanitaires

Luc MOSQUERON  
Corinne MANDIN

Rapport final INERIS-DRC-06-77835-ERSA/LMo n°213  
Décembre 2006

# TABLE DES MATIERES

<b>TABLE DES MATIERES.....</b>	<b>3</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES.....</b>	<b>5</b>
<b>1 CONTEXTE .....</b>	<b>9</b>
1.1    DEFINITION DU CHAMP D' ACTION.....	9
1.2    MOYENS MIS EN ŒUVRE .....	10
1.3    PRESENTATION GENERALE DU RAPPORT .....	10
<b>2 BILAN GENERAL DES DONNEES FRANÇAISES SUR LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR ACQUISES SUR LA PERIODE 2004-2006.....</b>	<b>11</b>
<b>3 CARACTERISATION DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR EN SITUATION NORMALE .....</b>	<b>14</b>
3.1    LOGEMENTS .....	14
3.1.1    Programme HABIT'AIR (région Nord-Pas-de-Calais / ADEME).....	14
3.1.2    Exposition domestique aux éthers de glycol en région Nord Pas-de-Calais .....	22
3.1.3    Exposition aux aldéhydes dans les habitats et divers lieux publics de l'agglomération strasbourgeoise.....	23
3.1.4    EXPOPE: exposition domestique aux pesticides en Ile-de-France.....	25
3.1.5    Exposition domestique de nouveau-nés franciliens.....	30
3.1.6    Contamination fongique dans des logements la région Marseillaise .....	31
3.2    ETABLISSEMENTS SCOLAIRES ET DE GARDE D'ENFANTS .....	32
3.2.1    Etablissements scolaires et lieux d'accueil de la petite enfance à Strasbourg .....	32
3.2.2    Composés Organiques Volatils dans 2 écoles et un jardin d'enfants de la région bordelaise .....	34
3.3    MOYENS DE TRANSPORTS .....	36
3.3.1    Zones aéroportuaires.....	36
3.3.1.1    Aéroport de Bordeaux (2004-2005).....	36
3.3.1.2    Aéroport de Bâle-Mulhouse (2005-2006).....	40
3.3.1.3    Aéroport de Toulouse-Blagnac (2001-2002) .....	41
3.3.2    Métro et enceintes ferroviaires souterraines .....	42
3.3.2.1    Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France.....	42
3.3.2.2    Métro de Lyon (2002).....	43
3.3.2.3    Métro de Toulouse (2004-2005) .....	44
3.3.2.4    Métro de Rennes (2004-2005) .....	45
3.3.2.5    Station de métro de Paris .....	48
3.3.3    Gares.....	48
3.3.3.1    Gares de Bordeaux St Jean et de Poitiers (2002) .....	48
3.3.3.2    Gare de Clermont (2002-2003).....	50
3.3.3.3    Gare d'Arras (2003) .....	51
3.3.3.4    Gares de l'Est et Saint-Lazare à Paris (2003).....	54
3.3.3.5    Gare de Rouen (2004).....	54
3.3.3.6    Gares de Lille Europe et Lille Flandres (2005-2006).....	55
3.3.4    Pollution particulaire dans les wagons fumeurs et non-fumeurs d'un TGV .....	56
3.3.5    Parcs de stationnement automobile .....	56
3.3.5.1    Parking du Conseil Général de la Cote d'Or (2001) .....	56
3.3.5.2    Parking souterrain à Angers (2002) .....	57
3.3.5.3    Parking souterrain à La Rochelle (2002) .....	57
3.3.5.4    Parking aérien à Nantes (2003).....	58
3.4    AUTRES ETABLISSEMENTS RECEVANT DU PUBLIC.....	59
3.4.1    Espaces de sports et loisirs .....	59
3.4.1.1    Piscines de la Ville de Paris (2003) .....	59
3.4.1.2    Gymnases de la Ville de Paris (2004).....	59
3.4.2    Autres lieux de vie.....	61
3.4.2.1    Zone commerciale de l'agglomération Troyenne (2004).....	61
3.4.2.2    Bibliothèque universitaire à Strasbourg (2006) .....	62
3.4.3    Etudes relatives à plusieurs types de locaux.....	63
3.4.3.1    Analyse séquentielle du NO <sub>2</sub> dans l'habitat, les transports et les autres milieux intérieurs à Lille (2002) .....	63
3.4.3.2    Lieux publics à Mulhouse (2005) .....	63
3.4.3.3    Estimation de la charge fongique par dosage de l'ergostérol aéroporté dans différents sites .....	65

<b>4 ETUDES DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR REALISEES DANS UN CONTEXTE DE PLAINTES OU D'INTERVENTION.....</b>	<b>67</b>
4.1 ETABLISSEMENTS SCOLAIRES OU DE GARDE D'ENFANTS .....	67
4.1.1 Ecole primaire à Reims (2002).....	67
4.1.2 Collège de Saint-Lys (Haute-Garonne) (2004-2005).....	67
4.1.3 Groupe scolaire à Saint-Martin en Guadeloupe (2004).....	68
4.1.4 Crèche de Cugnaux (Gard)(2005).....	69
4.1.5 Ecole maternelle de Codagnan (Gard) (2005) .....	70
4.2 LOGEMENTS ET ETABLISSEMENTS RECEVANT DU PUBLIC .....	71
4.2.1 Bureau de tabac et locaux voisins à Carbonne (Haute-Garonne) (2005).....	71
4.2.2 Habitations et lieux publics situés dans une zone touchée par une pollution de nappe phréatique à Rouen (2005).....	72
4.2.3 Mairie de Villejuif (2005) .....	72
4.2.4 « Maison Commune » de Gaillac (2005-2006).....	73
<b>5 ETUDES DE LA QUALITE DE L'AIR DANS DES AMBIANCES PROFESSIONNELLES SPECIFIQUES .....</b>	<b>74</b>
5.1 ATELIER DES SERVICES TECHNIQUES DE LA NAVIGATION AERIENNE (2001).....	74
5.2 HALL D'AEROPORT APRES UTILISATION D'UN PRODUIT D'ENTRETIEN A BASE DE XYLENES (2001) .....	74
5.3 CASERNE DE POMPIERS (2001-2002) .....	74
5.4 CABINE DE PAIEMENT D'UNE STATION ESSENCE D'UN SUPERMARCHÉ (2003) .....	75
5.5 ATELIERS DU METRO TOULOUSAIN (2003) .....	75
5.6 TUNNEL EN CONSTRUCTION DU METRO TOULOUSAIN (2004) .....	76
5.7 ATELIER DE PEINTURE (2004).....	77
5.8 ATELIER DE SOUDURE (2004) .....	77
5.9 SERRES HORTICOLES (2004) .....	78
5.10 CABINES DE PEAGES AUTOROUTIERS EN RHONE-ALPES (2005).....	79
5.11 POSTE DE DOUANE EN PYRENEES ORIENTALES (2005) .....	80
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>81</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>86</b>

## LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1 : Concentrations moyennes mesurées dans 60 logements de la région Nord Pas-de-Calais (programme Habit'air 1) pour les contaminants biologiques, les particules et les FMA .....	17
Tableau 2 : Concentrations moyennes mesurées dans 60 logements de la région Nord Pas-de-Calais (programme Habit'air 1) pour les COV et aldéhydes.....	20
Tableau 3 : Fréquence de détection et concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en éthers de glycol dans 60 logements du Nord Pas-de-Calais .....	23
Tableau 4 : Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en formaldéhyde et acétaldéhyde dans divers microenvironnements intérieurs publics de l'agglomération strasbourgeoise.....	24
Tableau 5 : Concentrations en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans les logements de l'agglomération strasbourgeoise .....	25
Tableau 6 : Teneurs en pesticides* dans l'air ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) de jardineries, magasins de fleurs, cabinets vétérinaires et habitats en Ile-de-France.....	28
Tableau 7 : Fréquence de détection et teneurs en pesticides dans l'air ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) et les poussières ( $\text{ng}/\text{m}^2$ ) de 130 logements franciliens .....	29
Tableau 8 : Concentrations en COV, aldéhydes, $\text{NO}_2$ et nicotine ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans la chambre de 150 nouveau-nés franciliens .....	31
Tableau 9 : Teneurs en aldéhydes dans différents lieux d'accueil de la petite enfance (n = 33) et écoles (n = 111) de l'agglomération strasbourgeoise .....	32
Tableau 10 : Variabilité des concentrations en formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans 2 écoles strasbourgeoises	34
Tableau 11 : Teneurs en COV* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans un jardin d'enfants avant et après nettoyage des sols ...	35
Tableau 12 : Teneurs en COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans deux écoles de la région Bordelaise.....	36
Tableau 13 : Concentrations horaires en $\text{NO}_x$ , poussières et CO à l'intérieur du hall de l'aéroport de Bordeaux en 2004 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).....	37
Tableau 14 : Concentrations moyennes en BTX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en 11 points de mesures à l'intérieur du hall de l'aéroport* de Bordeaux .....	38
Tableau 15 : Concentrations moyennes en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en 11 points de mesures à l'intérieur du hall de l'aéroport* de Bordeaux .....	38
Tableau 16 : Concentrations horaires moyennes en $\text{NO}_x$ , poussières et CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sur l'aéroport de Bordeaux en 2005.....	39
Tableau 17 : Concentrations moyennes en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans l'aéroport de Bâle-Mulhouse en période estivale et hivernale .....	40
Tableau 18 : Teneurs en polluants atmosphériques à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments de l'aéroport de Toulouse ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	41
Tableau 19 : Concentrations moyennes en poussières, $\text{NO}_x$ et CO dans les stations de métro de Lyon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).....	44
Tableau 20 : Concentrations moyennes en $\text{NO}_2$ , benzène et $\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans le métro toulousain ..	45
Tableau 21 : Teneurs moyennes en BTEX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans le métro rennais* .....	46
Tableau 22 : Concentrations moyennes en $\text{NO}_2$ , CO, $\text{PM}_{10}$ et métaux mesurées dans le métro rennais par analyseurs (A) ou tubes passifs (T) .....	47

Tableau 23 : Teneurs moyennes en oxydes d'azote, CO et PM <sub>10</sub> dans les gares de Poitiers et Bordeaux Saint-Jean .....	49
Tableau 24 : Teneurs en oxydes d'azote, CO et fumées noires (µg/m <sup>3</sup> ) à l'intérieur et à l'extérieur de la gare de Clermont-Ferrand.....	51
Tableau 25 : Concentrations en NO <sub>2</sub> et BTX dans la gare d'Arras (µg/m <sup>3</sup> ).....	53
Tableau 26 : Concentrations moyennes (µg/m <sup>3</sup> ) dans un parking souterrain d'Angers .....	57
Tableau 27 : Concentrations atmosphériques moyennes (µg/m <sup>3</sup> ) dans un parking couvert aérien à Nantes .....	58
Tableau 28 : Concentrations moyennes (µg/m <sup>3</sup> ) en NO <sub>2</sub> , poussières, aldéhydes et COV dans les gymnases parisiens .....	60
Tableau 29 : Concentrations en NO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> et CO dans une galerie commerciale à Troyes .....	61
Tableau 30 : Concentrations médianes en NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) mesurées en hiver/été dans différents micro-environnements à Lille .....	63
Tableau 31 : Concentrations en perchloroéthylène, butanol et styrène (µg/m <sup>3</sup> ) dans une école primaire à Reims .....	67
Tableau 32 : Résultats corrigés des mesures dans le groupe scolaire de Saint Martin en Guadeloupe (ppm) .....	69
Tableau 33 : Concentrations moyennes en aldéhydes (µg/m <sup>3</sup> ) dans la crèche de Cugnaux.....	69
Tableau 34 : Concentrations en COV, mercaptans et H <sub>2</sub> S dans l'école maternelle de Codagnan (30). 71	
Tableau 35 : Teneurs en CO, NO <sub>x</sub> et poussières (µg/m <sup>3</sup> ) dans une caserne de pompiers de Dijon .....	75
Tableau 36 : Concentrations mesurées dans un atelier du métro toulousain (µg/m <sup>3</sup> ) .....	76
Tableau 37 : Concentrations en métaux (µg/m <sup>3</sup> ) dans un atelier de peinture.....	77
Tableau 38 : Qualité de l'air dans un atelier de soudure .....	78
Tableau 39 : Concentrations en endosulfan (ng/m <sup>3</sup> ) dans l'air de deux serres horticoles.....	79
Tableau 40 : Concentrations horaires en oxydes d'azote (µg/m <sup>3</sup> ) dans une cabine de péage à Voreppe (durée de prélèvement = 8 heures) .....	79
 Figure 1 : Comparaison de la charge en ergostérol aéroporté dans l'air intérieur et extérieur de 10 sites .....	 66

## GLOSSAIRE

AASQA : Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air

Air Normand : Association de surveillance de la qualité de l'air en Haute-Normandie (Observatoire de la qualité de l'air/ALPA-REMAPPa)

AIRAQ : Association de surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine

Air-Breizh : Association de surveillance de la qualité de l'air en Bretagne

AIR-LR : Association de surveillance de la qualité de l'air en Languedoc-Roussillon

Airparif : Association de surveillance de la qualité de l'air en Ile de France

AirPL : Association de surveillance de la qualité de l'air en Pays de la Loire

APPA : Association de Prévention de la Pollution Atmosphérique

AREMARTOIS : Réseau de surveillance de la qualité de l'air de l'Artois

ASPA : Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace

ATMO Auvergne : Association pour la mesure de la pollution atmosphérique de l'Auvergne

ATMO Champagne-Ardenne : Association de surveillance de la qualité de l'air en Champagne-Ardenne

ATMO Poitou-Charentes : Association Régionale pour la Mesure de la Qualité de l'Air en Poitou-Charentes

Atmo Nord-Pas de Calais : Fédération Régionale pour la surveillance de la qualité de l'air en Nord Pas-de-Calais

Atmosf'air Bourgogne : Association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne

BTEX : Benzène-Toluène-Ethylbenzène-Xylènes

CIRE : Cellule d'Intervention Régionale en Épidémiologie

CLHP : Chromatographie Liquide Haute Performance

CO : monoxyde de carbone

CO<sub>2</sub> : dioxyde de carbone

COPARLY : Comité pour le contrôle de la Pollution Atmosphérique dans le Rhône et la région Lyonnaise

COV : Composés Organiques Volatils

CPG : chromatographie en phase gazeuse

CSTB : Centre Scientifique et Technique du Bâtiment

ERP : Etablissement Recevant du Public

EXPOPE : Evaluation de l'Exposition de la Population aux pesticides OrganoPhosphorés de l'Environnement

FMA : Fibres Minérales Artificielles

H<sub>2</sub>S : hydrogène sulfuré

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

HQE : Haute Qualité Environnementale

InVS : Institut de Veille Sanitaire

LCPP : Laboratoire Central de la Préfecture de Police

LHVP : Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris

NO : monoxyde d'azote

NO<sub>2</sub> : dioxyde d'azote

NO<sub>x</sub> : oxydes d'azote (NO + NO<sub>2</sub>)

O<sub>3</sub> : ozone

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OQAI : Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur

ORAMIP : Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées

PM2.5 (PM10) : particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2,5 µm (ou 10 µm)

SO<sub>2</sub> : dioxyde de soufre

SUPAIRE : Surveillance de la pollution de l'air de Roussillon et de ses Environs

# 1 CONTEXTE

En 2001, l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) a réalisé un inventaire des données françaises relatives à la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments sur la période 1990-2000. Seules les données relatives à l'habitat, aux immeubles de bureaux, aux établissements scolaires et aux crèches avaient été collectées. En 2004, une actualisation de cet inventaire des connaissances françaises a été effectuée en collectant les données établies sur la période 2001-2004. Ces deux premiers états de l'art sont disponibles sur le site Internet de l'OQAI (<http://www.air-interieur.org/>).

Poursuivant ses objectifs de veille scientifique, le CSTB a souhaité, en relation avec la diffusion des premiers résultats de la campagne nationale de l'OQAI, procéder à une nouvelle actualisation des données françaises en recensant les informations relatives à la qualité de l'air dans les milieux clos en France sur la période 2004-2006. Ce recensement vise à fournir une synthèse permettant de disposer d'éléments récents de comparaison avec les données collectées au cours de la 1<sup>ère</sup> campagne nationale de l'OQAI. L'interprétation et l'exploitation ultérieure des données issues des études répertoriées resteront sous la responsabilité de l'OQAI et du CSTB.

En d'autres termes, ce recensement ne vise pas à comparer les divers protocoles ou résultats obtenus au cours des travaux collectés dans ce document, mais plus simplement à les identifier, les synthétiser et fournir ainsi aux responsables de l'OQAI, mais aussi à l'ensemble des acteurs œuvrant pour une meilleure connaissance en France de l'exposition des populations dans les espaces clos, les moyens nécessaires à un accès rapide aux informations sources et à leurs auteurs. Les coordonnées des équipes ou organismes responsables des études ou programmes de recherche identifiés sont ainsi fournies en Annexe 1 afin que les membres de l'OQAI puissent si besoin établir un contact avec ces chercheurs en vue d'éventuels compléments d'information sur certains points spécifiques.

## 1.1 DEFINITION DU CHAMP D'ACTION

Conformément à ce qui avait été mis en œuvre lors de la réalisation des deux premiers états des connaissances, les données relatives à l'habitat, aux immeubles de bureaux et aux établissements scolaires ont été recherchées prioritairement. Les informations sur tous les autres lieux de vie, notamment les établissements recevant du public (ERP), les transports ou les espaces de loisirs, ont également été prises en compte.

Le recensement portera principalement sur la liste de facteurs prioritaires définie en 2001 et complétée en 2004 (dioxyde d'azote, particules inertes, monoxyde de carbone, composés organiques volatils (COV) dont le benzène, les éthers de glycol et le formaldéhyde, bactéries, légionelles, champignons et moisissures, allergènes d'animaux, radon, amiante et fibres minérales artificielles, plomb, biocides, rayonnement gamma, exposition à la fumée de tabac environnementale).

## 1.2 MOYENS MIS EN ŒUVRE

De manière identique à ce qui a été pratiqué lors de la dernière actualisation, les 3 approches retenues pour le recueil des travaux diffusés au cours de la période 2004-2006 sont :

- recherche d'**articles scientifiques** publiés dans les périodiques nationaux ou internationaux à l'aide des mots clés pertinents dans le moteur de recherche Medline ;
- recherche de « **littérature grise** » dans les actes de congrès ciblés sur la qualité de l'air intérieur ou sur les sites Internet d'organismes ou d'institutions connus pour leur implication dans la thématique « air intérieur » ;
- **contact direct** avec les équipes de chercheurs français identifiées dans les exercices précédents de recensement des informations nationales.

Par ailleurs, ces approches ont été complétées en s'appuyant sur la veille scientifique (nationale et internationale) relative à la qualité de l'air intérieur que réalise l'INERIS dans le cadre de la publication du bulletin *Info Santé Environnement Intérieur* du *Réseau Recherche Santé Environnement Intérieur* (RSEIN). Ce bulletin, réalisé en relation avec l'OQAI, est une publication trimestrielle qui rassemble des synthèses de travaux scientifiques récents menés sur le thème de l'environnement intérieur (<http://rsein.ineris.fr/>). Les publications scientifiques sont recueillies par un processus de veille scientifique et analysées par les experts français du réseau RSEIN.

Ces approches complémentaires ont pour objectif non seulement d'identifier et de collecter tout type de données publiques (articles scientifiques, rapports officiels ou internes, thèses, mémoires...), mais aussi d'identifier les programmes de recherche de cours<sup>1</sup>.

## 1.3 PRESENTATION GENERALE DU RAPPORT

Un nombre de plus en plus important d'études étant réalisées suite à des situations de plaintes susceptibles d'être liées à la qualité de l'air des bâtiments (gênes olfactives, phénomènes d'irritations oculaires ou des voies respiratoires, syndrome des bâtiments malsains...), ce rapport distinguera les études réalisées dans des conditions de vie « normales », destinées principalement à caractériser la qualité de l'air et l'exposition des populations en dehors de toute situation « d'alerte sanitaire », et les études « d'intervention », au contraire principalement destinées à rechercher et identifier les éventuelles pollutions intérieures pouvant expliquer la survenue de plaintes ou manifestations sanitaires parmi la population.

Ce rapport sera structuré de manière à présenter successivement les études réalisées :

- dans des **conditions de vie « normales »**, c'est à dire en dehors de toute signal d'alerte ;
- suite à un **contexte de plainte** (étude dite « d'intervention ») ;
- dans des **ambiances professionnelles spécifiques**.

---

<sup>1</sup> Toutefois, l'exercice ne vise pas à recenser de manière exhaustive les travaux en cours, mais plus simplement à répondre à un souci global de veille scientifique à plus long terme. Deux programmes de recherche en cours sont présentés en Annexe 3 à titre d'exemple.

## **2 BILAN GENERAL DES DONNEES FRANÇAISES SUR LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR ACQUISES SUR LA PERIODE 2004-2006**

Plus de 50 études, d'envergure hétérogène, ont été recensées. Environ 60 % de ces travaux ont été réalisés dans des conditions « normales » d'exposition ; les autres se répartissent à part quasiment identique entre les études dites « d'intervention » et les travaux en ambiance professionnelle spécifique. A noter toutefois que cette répartition peut être biaisée car, par exemple, les résultats de certaines études d'intervention chez des particuliers ou dans des écoles n'entrent pas systématiquement dans le domaine public. Les tableaux de l'annexe 1 offrent une vision synthétique des études réalisées en dehors des ambiances professionnelles et en dehors de tout contexte de plainte (conditions d'exposition « normale ») ; les travaux sont classés en fonction de la typologie des bâtiments considérés (habitats, établissements recevant du public, zones ou modes de transport), et résumés par leurs auteurs, les lieux et dates des campagnes de mesures, la taille des échantillons et les principaux paramètres mesurés. Les coordonnées des responsables ou des organismes en charge de ces études sont présentées en annexe 2.

Confirmant la tendance déjà décrite dans les années passées, la participation française dans les programmes de recherche européens reste faible et les publications des équipes françaises sur la thématique « air intérieur » dans les revues internationales (voire nationales) à comité de lecture restent toujours peu nombreuses. La grande partie des données diffusées ces 2-3 dernières années est une « littérature grise » provenant essentiellement des rapports mis en ligne sur les sites Internet des Associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air (AASQA)<sup>2</sup>. Longtemps dédiées exclusivement à l'étude de la qualité de l'air ambiant ou extérieur, les AASQA réalisent en effet maintenant régulièrement depuis quelques années des campagnes de mesure dans les environnements intérieurs des lieux publics, voire privés (ambiances professionnelles).

Une cinquantaine d'études « air intérieur » ont été réalisées par les AASQA depuis 2001, alors que l'on recensait seulement 2 études avant 2000. Les années 2002-2003 sont en effet des années charnières pour ces associations. Le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable a souhaité en 2002 que des mesures de qualité de l'air soient effectuées dans les lieux clos ouverts au public (espaces ferroviaires, parcs de stationnement, centres commerciaux...) ; d'autre part, une circulaire du Ministère de la Santé de juin 2003 précisait que des données de qualité de l'air devaient être fournies dans les enceintes ferroviaires souterraines françaises<sup>3</sup>. Ces différentes positions des ministères ont incité les associations à intervenir dans les lieux clos sur leur propre initiative (prospection) ou sur demande de la part des collectivités locales ou des gestionnaires.

---

<sup>2</sup> L'ensemble des 40 associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air sont représentées par la Fédération ATMO ([http://www.atmo-france.org/membres\\_liste.php](http://www.atmo-france.org/membres_liste.php)). Les différents rapports d'étude des AASQA recensés dans le présent document sont accessibles à partir du site Internet de la Fédération Atmo.

<sup>3</sup> Par la circulaire DGS/SD 7B n° 2003-314 du 30 juin 2003, le directeur général de la santé a demandé aux exploitants de transports collectifs ferroviaires souterrains de Paris, Lyon, Marseille, Toulouse, Lille, Rennes, Rouen et Clermont-Ferrand de définir un plan de surveillance de la qualité de l'air visant à connaître l'exposition aux polluants atmosphériques des usagers, d'identifier les sources de polluants et de définir une stratégie de réduction des émissions.

Ceci explique donc que les travaux des AASQA au cours des 3-4 dernières années autour de la thématique « air intérieur » concernent principalement les lieux clos pouvant être influencés par les transports et ouverts au public (halls de zones aéroportuaires, halls de gares et enceintes ferroviaires, métros, parkings souterrains ou couverts) et, dans une proportion plus limitée, d'autres établissements recevant du public diversifiés<sup>4</sup>.

Par ailleurs, les AASQA répondent de plus en plus régulièrement à des demandes de caractérisation de la qualité de l'air intérieur dans des contextes de situation professionnelle particulière (par exemple cabines de station service, de péage ou de station service, serres horticoles) ou pour répondre à des demandes des pouvoirs publics ou de collectivités sur l'impact potentiel de la qualité de l'air intérieur suite à l'observation ou la déclaration d'effets délétères (irritations, gênes olfactives...) survenus dans des milieux clos ; les lieux de vie investigués dans ce contexte « d'intervention » sont soit des écoles, suite à l'apparition de manifestations sanitaires aussi bien chez les enfants que parmi le personnel enseignant, soit des établissements ouverts au public divers (mairie, bureau de tabac...). Ce contexte particulier de « plaintes » rend difficile la comparaison des résultats obtenus dans ce type de démarche avec, par exemple, ceux collectés dans le cadre de la campagne de l'OQAI ou toute autre étude réalisée dans des conditions « normales » de vie.

Les travaux plus « classiques » de caractérisation de la qualité de l'air en dehors de tout contexte de plainte publiés ces deux dernières années sont donc finalement peu nombreux, avec une dizaine d'études recensées, issues majoritairement de travaux d'équipes universitaires ou institutionnelles. Les travaux réalisés dans ce contexte restent, comme dans les années précédentes, ciblés principalement sur l'habitat et les écoles ; ils gardent généralement une portée locale ou régionale. En revanche, ces travaux ne se limitent plus quasi exclusivement à la région parisienne ; d'autres territoires urbains ont été explorés (région Nord Pas-de-Calais, communauté urbaine de Strasbourg par exemple) dans des campagnes de mesures réalisées sur des échantillons de taille relativement importante. Enfin, il faut souligner que les expositions domestiques en zone rurale restent toujours mal documentées en France.

Si le nombre d'études relatives à la qualité de l'air dans les habitats s'avère finalement assez limité sur ces 2 dernières années, de nombreuses équipes étant vraisemblablement dans l'attente des résultats de la 1<sup>ère</sup> campagne nationale de l'OQAI, on note en revanche une ouverture plus large vers d'autres lieux de vie, comme en particulier les modes de transports (gares, aéroports, métro) et les établissements scolaires (écoles, crèches). En dehors d'un ou deux sites retenus dans certaines études ayant inclus une large diversité d'établissements recevant du public, les immeubles de bureau ont été peu investigués au cours des deux dernières années ; aucune étude ne leur a été spécifiquement dédiée. De manière analogue, malgré deux études en région parisienne, l'une dans les piscines, l'autre dans les gymnases, les espaces de loisir et/ou de sport restent également des typologies très peu documentées en France en terme de qualité de l'air intérieur. Il faut aussi souligner que certains autres lieux de vie comme les bars-restaurants ou les établissements de soins ou d'accueil de personnes âgées restent toujours non ou très mal renseignés en France.

---

<sup>4</sup> Ces différents lieux de vie n'ayant pas été inclus parmi ceux pris en considération dans les deux premiers rapports de veille (en particulier les halls de gares et d'aérogare, le métro et les parkings), les recherches pour ces typologies de bâtiments ont été élargies au delà de 2004, jusqu'au début des années 2000.

Si la typologie des bâtiments étudiés au cours des deux dernières années a donc finalement évolué par rapport à ce qui avait été décrit pour les années antérieures (passage de l'habitat vers les établissements recevant du public), les axes centraux en terme de paramètres étudiés restent globalement les mêmes, avec une très large majorité des travaux axés sur les substances chimiques. Concernant la composante biologique, seules deux études dédiées spécifiquement à la contamination fongique (moisissures et ergostérol) dans l'habitat ont effectivement été recensées. Parmi les substances chimiques, la majorité des travaux reste centrée sur des « traceurs » bien établis (oxydes d'azote, particules, COV et aldéhydes). Mis à part un travail de thèse consacré spécifiquement à l'exposition aux pesticides en Ile de France et une étude sur les éthers de glycol incluse dans un plus large programme réalisé en région Nord Pas-de-Calais, il n'est pas apparu au cours de ces deux dernières années de substance(s) « émergente(s) » ou nouvellement au centre des investigations françaises sur la qualité de l'air intérieur. A noter pour les fibres minérales artificielles, les travaux en région Nord Pas-de-Calais dans une soixantaine de logements. Enfin, à la lumière de nos recherches et des contacts établis avec les partenaires du réseau RSEIN, aucune nouvelle publication relative à l'exposition dans les milieux intérieurs à l'amiante, au plomb<sup>5</sup>, au radon ou au rayonnement gamma n'a été recensée.

---

<sup>5</sup> En dehors des campagnes de mesures micro-environnementales réalisées dans le cadre réglementaire de dépistage ou de surveillance sur le territoire national.

### 3 CARACTERISATION DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR EN SITUATION NORMALE

#### 3.1 LOGEMENTS

##### 3.1.1 Programme HABIT'AIR (région Nord-Pas-de-Calais / ADEME)

Le programme Habit'Air Nord-Pas de Calais vise à renseigner la qualité de l'air intérieur dans **180 logements** du territoire régional testés sur 3 années consécutives (Desmettres, 2006)<sup>6</sup>. En 2004-2005, la première phase «test» de ce programme (Habit'air 1) a permis de caractériser la qualité de l'air de 60 résidences principales en situation d'occupation<sup>7</sup> réparties selon 3 catégories « cibles » :

- catégorie 1 « logements insalubres ou à problèmes » : problématiques « humidité » (insalubrité) et « monoxyde de carbone » (intoxications / risques) ;
- catégorie 2 « logements dits moyens » ou sans problème spécifié : collectif HLM et logement minier ;
- catégorie 3 « logements sains sans problème apparent ou de type constructions HQE (Haute Qualité Environnementale) neufs ou réhabilités.

Les ménages ont été recrutés sur la base du volontariat. Les logements ont fait l'objet de mesures pendant une semaine, avec un recueil de données ponctuelles ou en continu renseignant le **CO**<sup>8</sup>, les **COV** (12) et **aldéhydes** (2), les **poussières** (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>), les **allergènes biologiques** (**acariens, chat et chien**), les **pesticides**<sup>9</sup>, les **HAP**, les fibres minérales artificielles ou **FMA**<sup>10</sup> ainsi que les **levures et moisissures**<sup>11</sup>. Les protocoles de prélèvement retenus sont le plus souvent identiques à ceux de l'OQAI pour sa campagne logements nationale. Ont également été enregistrés les paramètres d'ambiance et de bien-être (température ambiante, humidité relative et dioxyde de carbone) ainsi que les débits d'extraction d'air<sup>12</sup>. Les mesures ont été réalisées dans le séjour/chambre couplées à une mesure extérieure.

---

<sup>6</sup> <http://www.lairvudelinterieur.fr>

<sup>7</sup> Répartis selon la densité de population pour 1/3 dans le Pas-de-Calais et 2/3 dans le Nord.

<sup>8</sup> La région Nord Pas-de-Calais étant la plus touchée en France avec en moyenne 1 200 intoxications par an, notamment du fait de la forte démographie, du fort taux d'habitat individuel et des raisons historiques (appareils à combustion au charbon).

<sup>9</sup> L'étude des pesticides retrouvés en air intérieur est en lien avec une autre étude de surveillance des produits phytosanitaires dans l'air extérieur (étude PhytoAir), menée par l'Institut Pasteur de Lille et les réseaux de surveillance de la qualité de l'air.

<sup>10</sup> Issues des isolants tels que laine de verre et laine de roche (lien avec l'utilisation de nouveaux matériaux et la « HQE »).

<sup>11</sup> Lien avec la problématique sur l'insalubrité.

<sup>12</sup> La mesure de la radioactivité ambiante n'est pas reprise dans le programme, le Conseil Régional réalisant par ailleurs une étude spécifique sur le radon en Nord Pas-de-Calais (logements, établissements recevant du public et station thermique).

Les résultats de la phase 1 du programme Habit'air renseignent pour la 1<sup>ère</sup> fois en France la qualité de l'air intérieur dans des constructions HQE ; les orientations et stratégies à mettre en œuvre au cours de la seconde phase du programme (Habit'air2 initiée en 2007) seront définies selon les besoins et lacunes identifiés lors du traitement des données de cette première campagne.

Les résultats indiquent que 17 % des logements enquêtés se situent en zone rurale contre 83 % en zone urbaine ; 21 logements appartiennent à la catégorie 1, 16 à la catégorie 2 et 23 à la catégorie 3. Lorsqu'un résultat est inférieur à la limite de quantification, la valeur de LQ/2 est retenue en vue de l'exploitation statistique des données.

Les **allergènes de chat** (*Fel d 1*) et **de chien** (*Can f 1*) ont été recherchés à l'aide de 3 prélèvements aériens ponctuels réalisés en parallèle sur une heure dans le séjour (soit 180 analyses au total, dont 177 exploitables). Le résultat de chaque logement est obtenu en calculant la moyenne des concentrations mesurées lors des 3 prélèvements pratiqués pour chaque allergène. Les allergènes du chat et du chien ont été mesurés dans la quasi totalité des logements (59/60), avec des concentrations dans la gamme de celles rapportées dans d'autres études françaises (Tableau 1, page 17). La présence de ces allergènes dans certains logements (7/29) ne renfermant pas d'animaux, pourrait s'expliquer par la présence de poils d'animaux ayant vécu préalablement dans le logement, ou par le fait de côtoyer des gens ayant des animaux domestiques.

Les **allergènes d'acariens** (*Dermatophagoïdes Ptéronyssimus = Der p 1* et *Dermatophagoïdes Farinae = Der f 1*) ont été recherchés dans les poussières des maisons par un prélèvement ponctuel d'environ 15 à 20 minutes à l'aide d'un aspirateur équipé d'un filtre HEPA (puis dosage par test ELISA). La charge mesurée (Tableau 1, page 17) est inférieure aux gammes de concentrations déjà rapportées dans d'autres travaux français, sans distinction entre les catégories de logements. Les logements « insalubres » (catégorie 1) ne sont pas les plus concernés par la contamination en acariens. Contrairement à ce qui est généralement observé en France ou en Europe, la présence prédominante de *Der p 1* sur *Der f 1* n'est pas vérifiée dans les logements du Nord-Pas de Calais. Lorsque l'on considère les deux allergènes (*Der f 1* + *Der p 1*), le seuil d'apparition de symptômes allergiques (10 µg/g de poussières) est dépassé dans 60 % des logements (29/48) ; le seuil de sensibilisation (2 µg/g de poussières) est dépassé dans 85 % des logements (seuls 7 logements présentent un résultat inférieur).

Des recherches de **moisissures**<sup>13</sup> (et levures) dans l'air<sup>14</sup> (prélèvements ponctuels dans le séjour et la chambre ainsi qu'à l'extérieur des bâtiments<sup>15</sup>) et sur les surfaces (quantification réalisée avec un « Biocontact »<sup>16</sup>) ont été couplées à des mesures de l'**ergostérol** (biomarqueur spécifique des moisissures) à la fois en intérieur (séjour) et en extérieur du logement (prélèvements en continu sur la semaine d'enquête). Pour la mesure de la biomasse fongique aéroportée (ergostérol) dans les 60 logements, sur les 132 analyses programmées (60 intérieures + 60 extérieures + 12 témoins<sup>17</sup>), seules 119 ont été réalisées<sup>18</sup>.

Les moisissures cultivables dans l'air sont fréquemment mises en évidence dans les logements « insalubres » de Catégorie 1 (au contraire des levures, rarement mesurées) où elles sont plus nombreuses dans les chambres que dans les séjours. Les différents types de moisissures rencontrées dans les séjours, les chambres (et à l'extérieur) correspondent globalement à ceux présents habituellement dans l'habitat (*Cladosporium sp.* et *spp.*, *Penicillium sp.* et *spp.*, *Paecilomyces sp.* et *variotti*, *Aspergillus versicolor*, *Aspergillus candidus* et *Alternaria sp.*). La teneur maximale en ergostérol mesurée dans les logements est de 12 ng/m<sup>3</sup> (Tableau 1). Sur les 60 logements enquêtés, 14 présentent des concentrations intérieures en ergostérol supérieures aux concentrations relevées à l'extérieur. A nouveau, cette problématique est ciblée sur les logements de catégorie 1, puisque 57 % des 14 logements présentant des  $C_{int} > C_{ext}$  sont de catégorie 1. Les concentrations en ergostérol sont généralement plus élevées dans les chambres que dans le séjour. Cette tendance est inversée pour les autres catégories de logements (séjour > chambre ;  $C_{int} < C_{ext}$ ). Finalement, contrairement à ce qui est décrit pour les acariens, les logements de la catégorie 1 sont typiquement confrontés aux moisissures (ergostérol) ; toutefois, lorsque l'on compare par logement les résultats moisissures aéroportées cultivables et ergostérol, la concordance n'est pas évidente, les conclusions obtenues indépendamment pour les deux méthodes étant même parfois contradictoires pour certains logements.

---

<sup>13</sup> L'identification des moisissures présentes majoritairement (3 à 4 espèces dominantes) dans l'air a été réalisée dans 50 % des logements, de préférence ceux présentant des problèmes d'humidité.

<sup>14</sup> Quantification à l'aide d'un appareil Air Test Oméga.

<sup>15</sup> 13 points de mesures par logement : 12 prélèvements « air » (6 "chambre" dont 2 "extérieur" + 6 "séjour" dont 2 "extérieur") et 1 Témoin de transport.

<sup>16</sup> Appareil équipé d'un milieu de culture apposé sur le mur pendant quelques secondes, en atmosphère calme ou en atmosphère agitée. L'atmosphère dite « agitée » est créée mécaniquement à l'aide d'un ventilateur, afin d'évaluer la quantité de spores réémises dans l'air par action mécanique sur les moisissures. Un prélèvement en atmosphère calme est réalisé dans chaque pièce (séjour et chambre). Le prélèvement en atmosphère agitée ne sera réalisé que dans la pièce jugée la plus contaminée par le technicien (visible ou en fonction des réponses aux questionnaires concernant l'humidité de ces deux pièces). Un Témoin de transport est réalisé à chaque enquête, permettant d'écarter les lectures sur milieux contaminés. L'échantillonnage est réalisé sur 4 points de mesures par logement : 2 en atmosphère calme (1 "chambre" + 1 "séjour"), 1 en atmosphère agitée, c'est-à-dire avec ventilateur (en chambre ou en séjour selon le degré de contamination des pièces, laissé à l'appréciation du technicien) et 1 Témoin de transport.

<sup>17</sup> Six logements avec 2 témoins par logement (1 intérieur + 1 extérieur).

<sup>18</sup> L'installation en extérieur n'ayant pas été possible pour 13 logements.

**Tableau 1 : Concentrations moyennes mesurées dans 60 logements de la région Nord Pas-de-Calais (programme Habit'air 1) pour les contaminants biologiques, les particules et les FMA**

Paramètres		n	Unité		Médiane	Min	Max
Allergènes	Chat ( <i>Fel d 1</i> ) <sup>(1)</sup>	59	ng/m <sup>3</sup>		0,09	< 0,09	5,52
	Chien ( <i>Can f 1</i> ) <sup>(2)</sup>				0,51	< 0,51	43,21
Acariens	Der p 1 <sup>(3)</sup>	48 <sup>(a)</sup>	µg/g		5,10	0,04	91,64
	Der f 1 <sup>(4)</sup>				2,38	0,005	144,04
	Der p 1 + Der f 1				14,2	-	-
Moisissures et levures cultivables	Concentration dans l'air	59	UFC/m <sup>3</sup>		313	31	8 200
	Concentration dans l'air				358	31	> 8 200
	Ergostérol	54	ng/m <sup>3</sup>		0	0	12
FMA	<i>Diamètre &lt; 3 µm</i>	60	fibres/cm <sup>2</sup>	Séjour J0	29	< 23	2300
				Séjour J7	< 23	< 23	1500
				Chambre J0	36	< 23	2300
				Chambre J7	< 23	< 23	570
Particules	PM2.5	23	µg/m <sup>3</sup>		25,3	9,6	374,9
	PM10				39,7	14,6	414,9

(1) Seuil de détection = 0,18 ng/m<sup>3</sup>

(2) Seuil de détection = 1,02 ng/m<sup>3</sup>

(3) Seuil de détection = 0,02 µg/g

(4) Seuil de détection = 0,01 µg/g

(a) 3 prélèvements non réalisés pour des problèmes techniques, 9 analyses impossibles par quantité de poussières insuffisante.

Les mesures de **FMA** (type laines de verre ou de roche) ont porté sur les fibres sédimentées. Elles ont été récupérées dans les poussières déposées sur les surfaces à l'aide d'un ruban adhésif (scotch apposé sur des surfaces en hauteur généralement non nettoyées), permettant ensuite une observation directe au microscope optique polarisant (comptage). Deux prélèvements ont été réalisés à une semaine d'intervalle dans les 2 pièces de vie principales (séjour et chambre) afin de connaître le taux hebdomadaire de déposition des fibres<sup>19</sup>. Les fibres présentant les propriétés optiques des FMA sont dénombrées et leur diamètre mesuré<sup>20</sup>. Les résultats sont exprimés en nombre de fibres par unité de surface (fibres / cm<sup>2</sup>) pour deux catégories : fibres dites respirables (diamètre < 3 µm) et fibres non respirables (diamètre > 3 µm). Pour les fibres respirables, les résultats sont relativement semblables dans les séjours et les chambres (Tableau 1). On observe une présence plus importante en période de chauffage (automne/hiver) qu'en période hors-chauffe (printemps/été) durant laquelle les FMA sont très peu présentes, et ce quelle que soit la catégorie de logement. Dans 20 % des cas (12/60), les teneurs mesurées à J+7 sont plus élevées qu'à J0, avec pour certains logements une déposition hebdomadaire ≥ 50 fibres/cm<sup>2</sup>. Les logements à problèmes ne sont pas plus concernés que les autres par cette problématique.

<sup>19</sup> Après le 1<sup>er</sup> prélèvement, la surface prélevée est nettoyée et il est demandé aux occupants de ne pas nettoyer cette surface pendant la semaine.

<sup>20</sup> Les résultats n'apportent pas de renseignement sur la nature des FMA relevées.

Les particules en suspension (**PM<sub>2,5</sub>** et **PM<sub>10</sub>**) ont été prélevées sur une semaine dans le séjour à l'aide d'un impacteur de type Chempass monté sur un préleveur de type minipartisol installé à environ 1,50 m au dessus du sol. L'utilisation d'un programmateur a permis de réaliser des prélèvements aux plages d'occupation du logement de 17h à 8h le lendemain du lundi au vendredi, et en continu le week-end (samedi et dimanche). Pour des raisons techniques<sup>21</sup> et logistiques, seuls 24 logements ont été instrumentalisés. Les teneurs médianes mesurées dans les logements de la région Nord Pas-de-Calais (Tableau 1) se situent dans la gamme des valeurs rapportées dans d'autres études françaises.

Chaque logement a fait l'objet de mesures de **CO** pendant une semaine à l'aide d'un détecteur électrochimique (de type Pac III DRAEGER) placé dans le séjour et à l'extérieur ; dans toute pièce équipée d'un appareil à combustion utilisant du gaz naturel, du butane, du propane, du pétrole, du bois, du charbon ou du fioul (chaudière, chauffe-eau, gazinière, cheminée, poêle à pétrole, groupes électrogènes, etc.), un détecteur supplémentaire a été rajouté avec des mesures sur un intervalle d'enregistrement de 5 minutes. Trente-huit logements ont été enquêtés durant la période de chauffe (octobre-avril), vingt-deux pendant la période hors chauffe (mai-septembre). Les habitations les plus exposées sont les logements dits « à problème », en particulier durant la période de chauffe. Sur les 14 logements concernés, deux sur trois ne sont pas équipés de chauffage central mais simplement de poêles (pétrole, charbon, bois) ou de convecteur gaz<sup>22</sup>. La moyenne hebdomadaire approche parfois la valeur guide de l'OMS de 10 ppm recommandée sur huit heures. Lorsque l'on s'intéresse aux valeurs guides de l'OMS pour des moyennes glissantes sur 15 minutes et 8 heures, on observe que la valeur de 90 ppm sur 15 min n'est jamais dépassée mais que la valeur de 10 ppm sur 8 heures est dépassée dans 20 % des logements. L'exposition aiguë ou (sub)chronique au CO dans les logements est donc étroitement liée au mode de chauffage utilisé : l'absence de chauffage central conduit bien souvent les occupants à utiliser en continu, pour des raisons économiques, des chauffages d'appoint (majoritairement des poêles à pétrole) non adaptés et conduisant à une exposition élevée au CO. Ce sont par conséquent les foyers les moins favorisés qui sont les plus touchés par la problématique de l'exposition au CO. Alimentés la plupart du temps par des équipements de chauffage et de production d'eau chaude collectifs, les logements collectifs sont de ce fait souvent peu exposés. Des expositions spécifiques peuvent être associées à une présence tabagique régulière (des occupants eux-mêmes ou de personnes extérieures). En revanche, l'influence du trafic automobile ou d'un garage attenant contribue faiblement aux teneurs relevées à l'intérieur de l'habitat.

---

<sup>21</sup> Anomalies sur les préleveurs « mini-partisols ».

<sup>22</sup> Pour le tiers des logements équipés d'un chauffage central, on observe l'absence de chauffage d'appoint dans 80 % des cas et la présence de cheminée dans 20 % des situations.

Une douzaine de **COV** ont été recherchés dans les analyses « standard » (benzène, toluène, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, xylènes, 1,4-dichlorobenzène, 1,2,4-triméthylbenzène, éthylbenzène, n-décane, n-undécane, styrène). D'autres COV ont fait l'objet de « screening » ; parmi eux, figurent les 23 composés majoritaires identifiés par l'OQAI<sup>23</sup>, auxquels viennent s'ajouter 16 composés plus volatils que l'Institut Pasteur est en mesure d'analyser sur une seule cartouche<sup>24</sup>. 50% des logements ont fait l'objet d'un screening et l'autre moitié a bénéficié d'une analyse « standard » uniquement.

Les prélèvements ont été réalisés en continu sur la semaine d'enquête, à l'aide de tubes passifs (de type Radiello muni d'adsorbant solide de type Carbograph) disposés dans la chambre et à l'extérieur ; ils ont été complétés d'une mesure dans le garage lorsque ce dernier était attenant au logement. Les cartouches ont été analysées par GC double détection GC/FID-MS.

Deux **aldéhydes** ont été recherchés dans les analyses « standard » : formaldéhyde et acétaldéhyde. Les analyses par « screening » étaient ciblées sur : formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine, acétone, prionaldéhyde, crotonaldéhyde, méthacroléine, 2-butanone, butyraldéhyde, valéraldéhyde, benzaldéhyde, m-tolualdéhyde, hexaldéhyde, isobutyraldéhyde, isovaléraldéhyde. La stratégie d'échantillonnage est identique à celle des COV (chambre et extérieur avec couplage d'une mesure dans le garage lorsque ce dernier est attenant au logement) ; les prélèvements ont été réalisés en continu sur la semaine d'enquête, à l'aide de tubes passifs de type Radiello imprégnés au 2,4-DNPH (2,4-diphényl hydrazine).

Globalement, les valeurs en COV, aldéhydes et cétones (Tableau 2, page 20) sont du même ordre de grandeur que celles rapportées dans d'autres logements français ; les médianes sont plutôt inférieures, mais certains maxima sont au contraire plus élevés pour le 2-éthyl-1-hexanol, le cyclohexane et l'alpha-pinène. Le benzène est détecté dans plus d'un logement sur 3 (37 %) ; 59 % des logements concernés sont de Catégorie 1 (« insalubres »). Le toluène est détecté dans la quasi totalité des logements (59/60), avec des niveaux intérieurs systématiquement supérieurs aux niveaux extérieurs. Pour les aldéhydes, le formaldéhyde est détecté dans 100 % des logements.

---

<sup>23</sup> 1,1,1-trichloroéthane, isopropyl acétate, benzène, 1-méthoxy-2-propanol, cyclohexane, trichloroéthylène, 2-éthoxyéthanol, toluène, butyl acétate, tétrachloroéthylène, éthylbenzène, m+p-xylène, styrène, 2-éthoxyéthylacétate, o-xylène, 2-butoxyéthanol, (+/-) alpha pinène, 1,2,4-triméthylbenzène, 1,4-dichlorobenzène, décane, 2-éthyl-1-hexanol, limonène, undécane.

<sup>24</sup> 1,1-dichloro éthane, dichlorométhane, trans 1,2-dichloroéthylène, 1,1-dichloroéthane, cis 1,2-dichloroéthylène, chloroforme, 1,1,1-trichloroéthane, tétrachlorure de carbone, 1,2-dichloro éthane, trichloroéthylène, dichlorobromométhane, 1,1,2-trichloroéthane, tétrachloroéthylène, dibromochloromethane, bromoforme, 1,1,2,2-tétrachloroéthane.

**Tableau 2 : Concentrations moyennes mesurées dans 60 logements de la région Nord Pas-de-Calais (programme Habit'air 1) pour les COV et aldéhydes**

Substances		n	Unité	Médiane	Min	Max
COV (chambre)	1,2,4-triméthylbenzène	60	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	2,15	< 2,0	30,9
	Paradichlorobenzène			< 2,0	< 2,0	66,8
	Benzène			< 2,0	< 2,0	17,6
	Ethylbenzène			< 2,0	< 2,0	21,8
	Xylènes			< 2,0	2,2	92
	Décane			< 2,0	2,9	103
	Undécane			< 2,0	< 2,0	116
	Tétrachloroéthylène			< 2,0	< 2,0	3,2
	Trichloroéthylène			< 2,0	< 2,0	28,2
	Styrène			< 2,0	< 2,0	5,4
	Toluène			< 2,0	10,9	130
	1-méthoxy-2-propanol			< 2,0	< 2,0	20,4
	2-butoxy éthanol			< 2,0	< 2,0	6,8
	2-éthoxy éthanol			< 2,0	< 2,0	4,0
	2-éthyl-1-hexanol			< 2,0	< 2,0	64,8
	Acétate de butyle			< 2,0	< 2,0	41,2
	Cyclohexane			< 2,0	< 2,0	21,8
	Alpha-pinène			< 5,0	8,5	1 101
Limonène	< 2,0	15,05	183			
Aldéhydes	Formaldéhyde	60	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	17,1	2,8	47,3
	Acétaldéhyde			9,8	1,3	63,2
	Acroléine			< 3	< 3	5,8
	Benzaldéhyde			< 1	< 1	1,9
	Butyraldéhyde			Toutes les mesures < LD <sup>(1)</sup>		
	Hexaldéhyde			13,5	< 5	175
	Valéraldéhyde			< 2	< 2	12,5
	Propionaldéhyde			2,3	< 2	24,7
	Acétone			8,3	< 1	104

(1) Seuil de détection = 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Un volet spécifique de la phase 1 d'HABIT'AIR a visé à la mesure dans l'environnement intérieur<sup>25</sup> de 32 **pesticides**<sup>26</sup> recherchés en phase gazeuse et particulaire à l'aide respectivement de mousses polyuréthane et d'un filtre quartz échantillonnés durant une semaine dans le séjour de 9 logements. Sur les 32 molécules recherchées, la moitié a été

<sup>25</sup> Ce volet du programme a été mené en phase avec l'étude Phyto'air afin de comparer les mesures en pesticides réalisées dans l'air extérieur dans cet autre programme de recherche financé par la région Nord-Pas de Calais.

<sup>26</sup> Alachlore, Alpha alléthrine, Atrazine, Chlorothalonil, Cyfluthrine, Cyprodinil, Diazinon, Dichlorvos, Dieldrine, Diméténamide, Diphénylamine, Diuron, Endosulfan (alpha et bêta), Ethyl parathion, Fempropidine, Fempropimorphe, Fipronil, Folpel, Heptachlore, Lindane, Méthyl parathion, Métolachlore, Pendiméthaline, Pentachlorophénol (PCP), Permethrine, Propoxur, Prosulfocarbe, Propyzamide, Terbutylazine, Tetraméthrine, Transfluthrine.

détectée au moins une fois sur l'ensemble des échantillons analysés<sup>27</sup>. Les pesticides sont plus nombreux (en nombre de molécules observées et en quantités) en phase gazeuse qu'en phase particulaire (13 composés mis en évidence sur les deux mousses, contre 8 pour le filtre)<sup>28</sup>. Au maximum, 9 substances ont été détectées dans un même prélèvement (en intégrant la phase particulaire et la phase gazeuse). La majorité des composés détectés semblent spécifiques d'une phase puisque près de 70 % d'entre eux sont retrouvés majoritairement dans l'une ou l'autre des phases : ainsi l'endosulfan-béta<sup>29</sup>, l'heptachlore et la perméthrine<sup>30</sup> sont retrouvés en phase particulaire alors que le dichlorvos, le folpel, la transfluthrine, le diazinon, la diphenylamine<sup>31</sup>, le fipronil, le propoxur et le prosulfocarbe<sup>32</sup> sont détectés en phase gazeuse. Seul un tiers des molécules (cinq composés dont 3 POP) sont présentes sur les 2 phases (chlorothalonil, cyfluthrine, endosulfan alpha, lindane, pentachlorophénol). Les résultats mettent en évidence que l'utilisation de produits à usage domestique, tels que insecticides et acaricides classiques (diazinon, dichlorvos et endosulfan), colliers antipuces et insecticides contre mouches/moustiques (propoxur), traitements des parasites des animaux domestiques (lindane, dichlorvos, diazinon) et traitement des boiseries (lindane, endosulfan) conditionne la présence de ces composés dans l'environnement intérieur. Ainsi, on retrouve principalement les substances actives utilisées pour le contrôle des insectes et des arachnides (poux, puces, tiques, fourmis, mouches, moustiques et blattes). Deux produits dont l'usage agricole est aujourd'hui interdit en France sont retrouvés dans l'habitat : le pentachlorophénol (PCP)<sup>33</sup> et le lindane<sup>34</sup>. On observe également la présence de composés mesurés habituellement en air extérieur, comme par exemple l'heptachlore<sup>35</sup>, la transfluthrine, le chlorothalonil, le fipronil (utilisé pour lutter contre les insectes ravageurs de cultures, les puces d'animaux domestiques, les fourmis, les termites, etc.), la cyfluthrine et le folpel (fongicide incorporé dans certaines peintures ou plastiques, utilisé en extérieur pour le traitement des fruits et légumes).

---

<sup>27</sup> Pour la plupart des 16 substances qui n'ont pas été mises en évidence dans l'air intérieur (alachlore, alpha-alléthrine, atrazine, cyprodinil, dieldrine, diméténamide, diuron, éthyl parathion, fempropidine, fempropimorphe, méthyl parathion, métolachlore, pendiméthaline, propyzamide, terbuthylazine et tétraméthrine), il s'agit de composés fréquemment mis en évidence dans l'air extérieur lors des campagnes «Phyto'air » 2004.

<sup>28</sup> Cette observation s'oppose à celle faite dans l'air extérieur puisque les résultats de l'étude Phyto'air en 2003/2004 indiquaient une présence plus importante de pesticides en phase particulaire dans l'air extérieur,

<sup>29</sup> Substance utilisée dans la lutte contre certains ravageurs (traitement des fruits et légumes), insecticide (acariens, mites), parfois agent de conservation du bois.

<sup>30</sup> Usages multiples (désinsectisation, bactéricide, fongicide, voire même virucide) ; en air intérieur, substance utilisée dans la lutte contre les fourmis et les perce-oreilles, comme antimites pour moquettes et tapis, ou dans d'autres produits insecticides tels que shampooings anti-poux, bombes aérosols contre les mouches, les moustiques, les arachnides, les cafards...

<sup>31</sup> Fongicide du pommier.

<sup>32</sup> Herbicide.

<sup>33</sup> Interdit depuis 1994, résultant encore des produits de traitement du bois (usage domestique pour la préservation du bois dans les intérieurs, ou lorsque les particuliers détiennent encore d'anciens stocks de produits), le PCP reste par exemple autorisé en Chine, notamment pour le traitement des textiles ou du cuir.

<sup>34</sup> Interdit depuis 1998 en agriculture (traitement des sols et des semences), il est également interdit en air intérieur, dans le traitement des boiseries, ou en tant que fongicide incorporé dans des cosmétiques. Il reste utilisé pour le traitement des plantes (traitement foliaire), des animaux et des parasites humains (shampooings, lotions et poudres anti-poux, tiques et puces).

<sup>35</sup> Composé très persistant interdit en France dans le traitement des cultures et des boiseries mais dont l'usage reste cependant autorisé en tant qu'insecticide, spécifiquement dans la lutte contre les termites.

Un protocole de prélèvement des **HAP** a été testé dans **4 habitations** équipées de chauffage au bois. Le principe de prélèvement est le même que pour les pesticides, avec un échantillonnage en continu sur une semaine et une analyse en phase particulaire (filtres) et gazeuse (mousses). Un dénudeur « ozone » a été dans le corps de la cartouche de prélèvement afin de réduire les effets de l'O<sub>3</sub> sur la dégradation des HAP. Les résultats indiquent que les 16 composés recherchés<sup>36</sup> sont préférentiellement sur la phase gazeuse. Les concentrations restent inférieures à 10 µg/m<sup>3</sup> (37). Le naphthalène et le phénanthrène, composés très volatils fréquemment retrouvés, sont présents sur les deux phases, ce qui suggère qu'une contamination des échantillons ne peut être exclue.

### 3.1.2 Exposition domestique aux éthers de glycol en région Nord Pas-de-Calais

L'Ecole des Mines de Douai a développé des outils d'échantillonnage passif des **éthers de glycol** dans l'air intérieur (tube à diffusion Radiello) et la quantification (thermodésorption de la cartouche d'adsorbant Carbograph 4 puis analyse en CPG et quantification par ionisation de flamme) de 8 d'entre eux : 2 méthoxy éthanol ou méthylglycol (MG) et son acétate (AMG), 2 éthoxy éthanol ou éthylglycol (EG) et son acétate (AEG), butyl glycol (BG) et son acétate (ABG), méthyl propylène glycol (MPG) et son acétate (AMPG)<sup>38</sup> (Plaisance, 2005 ; Desmetres, 2006). Une 1<sup>ère</sup> phase expérimentale en chambre d'exposition a permis de tester les paramètres de sensibilité, les incertitudes de mesures et les conditions de conservation des échantillons.

La 2<sup>nde</sup> phase d'étude, réalisée dans le cadre de la campagne Habit'Air Nord Pas-de-Calais (février - août 2005), a permis de mesurer à l'aide de ces nouveaux outils les concentrations de ces 8 éthers de glycol dans des conditions réelles de vie dans **60 logements**. Deux tubes passifs ont été exposés en parallèle pendant une semaine (doublement de l'échantillonnage) dans chacune des chambres de chaque logement. Les résultats indiquent que seuls 4 des 8 composés visés ont été détectés : MPG, AMPG, BG et EG (Tableau 3). Le MPG<sup>39</sup> est le composé majoritairement retrouvé tant en terme de fréquence de détection (plus de 2/3 des habitations enquêtées) que de niveau moyen de concentration ou de concentration maximale (4 logements présentent une concentration supérieure à 10 µg/m<sup>3</sup>).

---

<sup>36</sup> Acénaphène, acénaphylène, anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, chrysène, dibenzo(a,h)anthracène, fluoranthène, fluorène, indéno(1,2,3,c,d)pyrène, naphthalène, phénanthrène, pyrène.

<sup>37</sup> Valeur guide INDEX de la Commission Européenne.

<sup>38</sup> Les quatre premiers (MG, AMG, EG et AEG) font l'objet d'une réglementation sévère depuis les années 1990 pour limiter leur présence dans les produits de grande consommation, en raison de leurs effets toxiques avérés sur la reproduction et sur le développement.

<sup>39</sup> Espèce dérivée du propylène glycol.

**Tableau 3 : Fréquence de détection et concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en éthers de glycol dans 60 logements du Nord Pas-de-Calais**

Substance	Limite de détection	Fréquence de détection (%)	Moyenne arithmétique (écart type)	Médiane	Max
MPG	0,02	71	4,5 (6,7)	1,8	28,1
AMPG	0,004	19	2,0 (1,4)	1,5	4,5
BG	0,04	19	3,5 (3,5)*	1,7*	11,7*
EG	0,02	7	1,2 (0,9)	1,0	2,6
MP	0,03	0	-	-	-
AMG	0,003	0	-	-	-
AEG	0,007	0	-	-	-
ABG	0,04	0	-	-	-

\* données fournies à titre d'indication qui d'après l'estimation des incertitudes ne présente pas un caractère quantitatif.

Les teneurs les plus élevées sont principalement retrouvées dans des appartements disposant d'un revêtement de sol en plastique (de type linoléum) et où les occupants avaient déclaré avoir nettoyé le sol de la pièce pendant la période de prélèvement. L'usage de produits de nettoyage (ajoutés à l'eau) pour l'entretien des surfaces au sol pourrait influencer la contamination par les éthers de glycol. Au regard des données de la littérature, ces résultats indiquent une évolution de la nature des espèces présentes dans les habitations, évolution sans doute liée au remplacement dans les produits à usage domestique des 4 éthers de glycol réglementés dans les années 1990 par d'autres composés, et en partie le MPG : les espèces les plus présentes dans les études internationales dans les années 90 (MG, EG et BG) semblent aujourd'hui disparaître au profit de nouvelles espèces (MPG notamment) présentes dans les produits de consommation.

### 3.1.3 Exposition aux aldéhydes dans les habitats et divers lieux publics de l'agglomération strasbourgeoise

Une étude d'évaluation de l'impact des **aldéhydes**, et plus particulièrement du formaldéhyde, chez des patients asthmatiques a été conduite en collaboration entre le Centre Hospitalier Universitaire de Strasbourg et le Centre de Géochimie de la Surface de Strasbourg. Elle comprend notamment, outre une phase de mesures en chambre d'exposition expérimentale<sup>40</sup> et une étude clinique, un volet de caractérisation de l'exposition aux aldéhydes :

- dans des micro-environnements extérieurs (centre ville, campagne...) et des micro-environnements dits « intermédiaires » de type **lieux publics** situés dans Strasbourg et sa communauté urbaine ;
- **au domicile de 162 sujets** (81 asthmatiques et 81 témoins non asthmatiques) (Marchand, 2005 et 2006).

<sup>40</sup> Les travaux réalisés au cours de cette thèse ont également été consacrés au développement d'une chambre d'exposition standardisée au formaldéhyde qui a été utilisée lors d'un protocole de recherche biomédicale sur l'influence du formaldéhyde sur la réponse bronchique aux allergènes d'acariens.

Dans les deux cas, les concentrations d'aldéhydes dans l'air ont été mesurées à l'aide de prélèvements actifs sur cartouche DNPH et analyse par HPLC/UV.

Les différents lieux publics investigués (juillet à décembre 2004) sont : un centre commercial, deux bibliothèques, les halls de gare et d'aéroport, des habitacles de voiture (à l'arrêt, en circulation fluide et en circulation dense), et un parking souterrain. Les aldéhydes quantifiés lors de ces mesures sont principalement le formaldéhyde et l'acétaldéhyde (Tableau 4). Du propionaldéhyde et de l'hexanal ont été retrouvés sur quelques sites seulement.

**Tableau 4 : Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en formaldéhyde et acétaldéhyde dans divers microenvironnements intérieurs publics de l'agglomération strasbourgeoise**

Site	n	Formaldéhyde		Acétaldéhyde	
		Moyenne (ET)	Min-Max	Moyenne (ET)	Min-Max
Centre commercial					
<i>Hall 1</i>	2	28,2 (0,3)	28,0 - 28,3	25,3 (1,5)	24,2 - 26,4
<i>Hall 2</i>	4	15,0 (1,5)	13,2 - 16,5	3,4 (0,3)	3,0 - 3,6
<i>Hall 3</i>	4	21,9 (2,6)	18,7 - 24,6	9,1 (0,8)	7,9 - 9,6
Bibliothèques					
<i>Bibliothèque 1</i>	7	55,9 (4,9)	48,3 - 62,1	8,0 (2,2)	5,3 - 12,0
<i>Bibliothèque 2</i>	4	33,7 (2,2)	31,3 - 36,5	7,2 (0,4)	6,6 - 7,6
Gare					
<i>Hall principal</i>	4	7,0 (1,7)	5,3 - 9,3	1,6 (0,6)	< 1,2 - 2,2
<i>Hall guichets</i>	4	13,6 (2,4)	11,3 - 15,9	3,6 (1,8)	2,0 - 5,6
Hall d'aéroport	4	10,8 (2,1)	8,8 - 13,0	3,5 (1,0)	2,0 - 4,3
Parking souterrain					
<i>Conditions normales</i>	4	19,2 (1,2)	17,9 - 20,6	8,3 (2,8)	4,4 - 10,4
<i>Simulation voiture</i>	2	63,9 (14,0)	54,0 - 73,8	28,6 (3,9)	25,9 - 31,4
Habitacle de voiture					
<i>Stationnement</i>	2	13,9 (2,4)	12,2 - 15,7	4,8 (0,3)	4,6 - 5,0
<i>Trafic dense</i>	2	26,8 (4,9)	23,3 - 30,2	27,1 (4,9)	23,7 - 30,6
<i>Trafic fluide</i>	2	16,6 (6,4)	12,1 - 21,2	3,9 (1,6)	2,8 - 5,0
Extérieur (centre ville)					
	8	5,7 (1,0)	4,4 - 7,1	< 1 (-)	-

Dans les halls de gare, d'aéroport, l'habitacle de voiture en stationnement ou dans un faible trafic, les teneurs en formaldéhyde et acétaldéhyde sont peu élevées, généralement inférieures à 20 et 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement (Tableau 4). Les plus fortes concentrations ont été mesurées dans les parkings, dans l'habitacle de voiture en trafic dense et dans les bibliothèques, le papier étant un émetteur potentiel de formaldéhyde.

La seconde phase d'étude chez des asthmatiques et des témoins s'est déroulée en deux phases, de février à mai 2004 (n = 24 logements où seul le formaldéhyde a été quantifié), et d'octobre 2004 à mai 2005 (n = 138 logements où les aldéhydes mesurés étaient le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le propionaldéhyde, le benzaldéhyde et l'hexanal). Dans la mesure où la configuration du logement le permettait, les aldéhydes ont été mesurés simultanément dans la chambre à coucher et le salon/salle à manger.

Les concentrations moyennes des différents aldéhydes obtenues pour l'ensemble des logements sont rapportées dans le Tableau 5. Il indique que le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, et dans une moindre mesure l'hexanal, sont les principaux aldéhydes retrouvés dans les logements.

**Tableau 5 : Concentrations en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans les logements de l'agglomération strasbourgeoise**

Substance	n	Moyenne (ET)	Min - Max
Formaldéhyde	162	32,2 (14,6)	7 - 83
Acétaldéhyde	138	14,3 (9,7)	nd - 62
Propionaldéhyde	138	2,1 (1,8)	nd - 16
Benzaldéhyde	138	1,2 (1,2)	nd - 8
Hexanal	138	8,6 (8,1)	nd - 55

Contrairement au formaldéhyde pour lequel les concentrations dans la chambre ( $33,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont significativement supérieures à celles du salon ( $30,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), les teneurs moyennes dans la chambre et le salon pour les quatre autres aldéhydes sont quasiment identiques dans les deux pièces. De plus, les concentrations des cinq aldéhydes étudiés sont fortement liées entre les deux pièces : ainsi, si le taux de l'aldéhyde est élevé dans le salon, il l'est également dans la chambre, impliquant que la qualité de l'air au sein même d'un logement est relativement homogène. Enfin, les ratios intérieur/extérieur des concentrations en formaldéhyde et acétaldéhyde (respectivement 13 et 8 en moyenne) confirment l'existence de sources à l'intérieur des logements.

A noter que les concentrations en formaldéhyde sont similaires chez les asthmatiques et les témoins (respectivement  $32,6$  et  $31,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En revanche, on observe parmi la population asthmatique un lien entre l'exposition à des taux plus élevés de formaldéhyde au domicile et une sévérité plus importante de l'asthme. De même, une prévalence plus importante des symptômes oculaires chez les asthmatiques semblerait être liée à des taux plus élevés de formaldéhyde, principalement pour des concentrations supérieures à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces résultats semblent donc montrer que les patients allergiques et asthmatiques seraient particulièrement sensibles à l'exposition au formaldéhyde à des taux supérieurs ou égaux à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 3.1.4 EXPOPE: exposition domestique aux pesticides en Ile-de-France

Le programme EXPOPE (Evaluation de l'Exposition de la Population aux pesticides OrganoPhosphorés de l'Environnement), co-réalisé par le Laboratoire d'Hygiène et de Santé Publique de la faculté de pharmacie de Paris V et l'INERIS, avait pour objectif principal d'évaluer l'exposition d'enfants franciliens aux **insecticides organophosphorés** (Bouvier, 2005, 2005a, 2005b, 2006 et 2006a). Cette étude transversale repose sur le dosage des dialkylphosphates urinaires (biomarqueurs de l'exposition aux organophosphorés), des résidus de pesticides sur les mains et sur des mesurages environnementaux de pesticides (air et poussières) au domicile des enfants (2001-2004). Au total, **130 domiciles d'enfants** ont été investigués.

Au préalable, une étude de faisabilité, visant à évaluer l'exposition non alimentaire aux pesticides sur une population d'adultes ( $n = 41$ ) d'exposition contrastée comprenant des sujets a priori exposés professionnellement (15 jardiniers, fleuristes, personnel de cabinet vétérinaire) et des sujets non exposés professionnellement ( $n = 26$ ) vivant tous en région parisienne, a été réalisée en 2002. Les outils d'évaluation étaient basés notamment sur des mesures de résidus dans l'air intérieur (couplées à des mesures de résidus cutanés et des dosages de métabolites urinaires). Concernant les milieux intérieurs, des mesures ont été pratiquées dans **2 jardineries**, **3 magasins de fleurs**, **3 cabinets de vétérinaires** et **au domicile de 19 sujets**.

L'échantillonnage aérien est réalisé à l'aide d'un préleveur de type Minipartisol avec une durée de prélèvement de 24 heures. Dans les jardinerie, deux zones ont été étudiées, l'une où la pulvérisation d'un insecticide organophosphoré dans les 3 jours précédents avait eu lieu<sup>41</sup>, l'autre dans la zone principale où les sujets passent la majeure partie de leur temps.

L'étude s'est focalisée sur 38 substances individuelles (8 organophosphorés, 12 organochlorés, 10 herbicides, 2 carbamates, 4 pyréthriinoïdes et 2 fongicides) qui ont été analysées, en fonction des molécules, soit par chromatographie gazeuse et détection thermo-ionique ou par capture d'électrons, soit par chromatographie liquide haute performance avec détection à barrette UV-diode pour les moins volatils ou dérivation post-colonne et détection fluorimétrique pour les carbamates. Les limites de quantification sont généralement inférieures à 5 ng/m<sup>3</sup>.

Dix-sept composés sur les 38 recherchés ont été détectés au moins une fois dans les 29 prélèvements aériens. Les composés les plus fréquemment détectés sont deux insecticides organochlorés, le lindane et l'alpha-endosulfan, et le propoxur (carbamate). Il n'y a pas de différence significative selon les lieux étudiés (Tableau 6, page 28). Les résultats sont souvent proches des limites de quantification analytique mais certaines valeurs maximales sont assez élevées dans les jardinerie (méthidathion ou malathion après pulvérisation) ou dans les résidences (atrazine, propoxur). Dans les résidences, on note, de manière un peu surprenante, une plus grande variété de pesticides que dans les locaux professionnels (14 composés détectés contre 7 dans les jardinerie, 9 chez les fleuristes et 6 chez les vétérinaires). Concernant les organochlorés, le lindane est présent dans la quasi totalité des résidences à des teneurs parfois élevées<sup>42</sup>; dieldrine,  $\alpha$ -endosulfan,  $\alpha$ -HCH sont fréquemment retrouvés (> 40 %) mais à des teneurs inférieures à 10 ng/m<sup>3</sup> alors que le propoxur et l'atrazine ne sont détectés que dans un tiers des cas mais à des teneurs atteignant parfois les 200 ng/m<sup>3</sup>. Les organophosphorés sont beaucoup moins fréquemment détectés et à plus faibles teneurs que les organochlorés; le fenthion et le malathion sont les deux composés principalement retrouvés dans les habitats. Deux herbicides (alachlor et trifluralin) ont été détectés dans environ 20 % des logements. Aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les appartements et les maisons individuelles.

L'étude s'est poursuivie dans une seconde phase par une évaluation de l'exposition d'enfants franciliens aux biocides dans l'environnement intérieur. Les outils, optimisés lors de la phase de faisabilité chez les adultes, ont été appliqués à une population de 130 enfants âgés de 6 à 7 ans, scolarisés dans des écoles élémentaires de trois zones d'Ile-de-France (73 enfants vivant en pavillon et 57 en appartement). A la liste initiale des 38 composés recherchés chez les adultes ont été ajoutés le coumaphos<sup>43</sup> et le fipronil<sup>44</sup>; en revanche, au vu des résultats en population adulte, l'analyse CLHP/UV-DAS des composés les moins volatils n'étant pas suffisant sensible pour détecter les niveaux rencontrés en population générale, cette méthode n'a pas été utilisée en population infantine. Au total, 31 substances ont été recherchées.

---

<sup>41</sup> Méthidathion dans un cas, malathion dans l'autre.

<sup>42</sup> L'usage agricole du lindane est pourtant interdit en France depuis 1998 et ses utilisations non agricoles ont été restreintes en 2003. Sa présence dans la quasi totalité des résidences témoigne de son fort caractère rémanent.

<sup>43</sup> Insecticide organophosphoré utilisé principalement dans les produits antiparasitaires pour animaux.

<sup>44</sup> Insecticide le plus utilisé actuellement dans la lutte antiparasitaire pour les animaux domestiques, ainsi que contre les cafards dans l'habitat par les professionnels.

Aux prélèvements aériens précédemment décrits ont été couplés des prélèvements de poussières de sols chez 50 % des enfants.

Les résultats indiquent que 23 des 31 composés recherchés ont été détectés au moins une fois dans l'air des 130 logements (le fipronil, la perméthrine (cis/trans), l'atrazine, l'alachlore, le coumaphos et l'oxadiazinon n'ont jamais été détectés). Le lindane, l'alpha-HCH et le propoxur sont les plus fréquemment retrouvés dans l'air (dans 88 %, 49 % et 44 % des logements, respectivement) (Tableau 7, page 29). Le type de logement et son ancienneté sont des facteurs influençant les concentrations aériennes en lindane et en alpha-HCH. La présence d'un jardin ou d'une cour paysagée influence de façon significative les concentrations d'insecticides organophosphorés dans l'air.

**Tableau 6 : Teneurs en pesticides\* dans l'air (ng/m<sup>3</sup>) de jardineries, magasins de fleurs, cabinets vétérinaires et habitats en Ile-de-France**

Substances actives		Jardineries				Fleuristes			Cabinet vétérinaire			Domicile de particuliers (n = 19)		
		1		2		1	2	3	1	2	3	Fréquence (%)	Médiane (étendue)	
		Pièce 1	Pièce 2	Pièce 1	Pièce 2									
Insecticides organophosphorés	Chlorpyrifos-éthyl	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5	nd (nd-0.7)	
	diazinon	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	14.8	52.9	31.5	5	nd (nd-12.0)	
	dichlorvos	nd	nd	nd	nd	22.9	130.1	nd	28.9	nd	nd	16	nd (nd-13.6)	
	fenthion	nd	nd			nd	1.5	0.7	nd	nd	nd	23.5	nd (nd-6.4)	
	Malathion	nd <sup>(1)</sup>	nd	376.6	77.3	3.1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	
	methidathion	220.2	0.4	na <sup>(2)</sup>	na	na	na	na	na	na	na	na	na	na
	parathion méthyl	17.0	6.5	nd	nd	14.3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-
parathion éthyl	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	-	
Insecticides organochlorés	4,4'-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5	nd (nd-0.9)	
	dieldrine	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	42	nd (nd-0.3)	
	α-endosulfan	nd	0.7	nd	nd	nd	nd	1.1	0.3	0.3	0.8	79	0.3 (nd-13.5)	
	β-endosulfan	0.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	5	nd (nd-1.1)	
	α-HCH	0.1	0.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.3	42	nd (nd-1.8)	
	Lindane (γ-HCH)	2.4	1.0	19.5	75.0	0.2	0.6	28.6	1.4	2.7	11.8	95	3.6 (nd-72.2)	
Carbamates (insecticides)	propoxur	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3.5	2.3	3.5	37	nd (nd-256)	
Herbicides	Alachlor	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6.0	nd	nd	nd	26	nd (nd-10.2)	
	atrazine	nd	nd	nd	nd	nd	2.8	nd	nd	nd	nd	32	nd (nd-268)	
	oxadiazinon	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1.6						
	trifluraline	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	21	nd (nd-30.9)	

Pesticides détectés au moins une fois dans l'air ou les poussières domestiques.

(1) nd = non détecté

(2) na = non analysé

**Tableau 7 : Fréquence de détection et teneurs en pesticides dans l'air (ng/m<sup>3</sup>) et les poussières (ng/m<sup>2</sup>) de 130 logements franciliens**

Substances actives		Air			Poussières (n= 30)		
		Fréquence de détection (%)	Médiane	Maximum	Fréquence de détection (%)	Médiane	Maximum
Organochlorés	Lindane (γ-HCH)	88	2.90	209.3			
	α-HCH	49	0.20	5.80			
	α-endosulfan	27	nd*	11.90			
	β-endosulfan	10	nd	1.75			
	dieldrine	20	nd	9.70			
	4,4'-DDT	5	nd	2.45			
	aldrine	4	nd	5.40			
	Heptachlore epoxyde B	4	nd	0.50			
	heptachlore epoxyde A	2.5	nd	0.50			
	heptachlore	1.5	nd	1.70			
	α-chlordane	0.8	nd	0.40			
	γ-chlordane	0.8	nd	0.35			
Organophosphorés	Dichlorvos	14	nd	422.5	11	nd	1164
	Fenthion	2.5	nd	7.2	15	nd	5883.6
	Malathion	7	nd	5.6	23	nd	2482.8
	Méthyl-parathion	1	nd	3.3	14	nd	125.5
	Ethyl parathion	0	-	-			
	Chlorpyrifos	10.5	nd	7.7	0 (n= 11)	-	-
	Diazinon	20	nd	300.9	26	nd	1560.2
	Coumaphos	0	-	-			
Carbamates	Propoxur	44	nd	280	20	nd	2213
	Carbaryl	5	nd	140	9	nd	965
Herbicides	Atrazine	0	-	-	3	nd	388
	Terbutylazine	13	nd	34	43	nd	7061
	trifluraline	9	nd	62	39	nd	303 903
	alachlore	0	-	-			
	métolachlore	2.3	nd	19			
	oxadiazinon	0	-	-			
Pyréthrinoides	Perméthrine cis	0	-	-			
	Perméthrine trans	0	-	-			
Insecticide phénylpyrazole	Fipronil	0	-	-			

\* nd : inférieur à la limite de quantification de la méthode

### 3.1.5 Exposition domestique de nouveau-nés franciliens

Dans le cadre du suivi de la cohorte de nouveau-nés franciliens initiée en 2003 par la mairie de Paris et le Laboratoire d'Hygiène et de Santé Publique de la faculté de pharmacie de Paris V<sup>45</sup>, les résultats préliminaires concernant la qualité de l'air des habitats de jeunes enfants ont été publiés au dernier congrès ISEE/ISEA à Paris (Dassonville, 2006). Une enquête environnementale spécifique a été limitée au **domicile de 150 enfants** au cours de leur 1<sup>ère</sup> année de vie ; elle a permis de renseigner les niveaux d'exposition en **NO<sub>2</sub>**, **COV** et **aldéhydes** dans l'air mesurés à quatre reprises (1 mois, 6 mois, 9 mois, 1 an)<sup>46</sup>. L'exposition domestique à la **fumée de tabac environnementale** a également été évaluée par une mesure de nicotine dans l'air. L'ensemble des échantillons aériens a été prélevé à l'aide de dispositifs passifs placés dans les chambres des nouveau-nés durant 7 jours.

Les premiers résultats concernent les mesures réalisées chez les nouveau-nés à l'âge de 1 mois. La très large majorité des logements étudiés est constituée d'appartements (92 %) où l'on recense dans moins d'un quart des cas la présence de fumeurs. Les résultats indiquent que les polluants recherchés sont détectés dans l'ensemble des logements, à l'exception de la nicotine et du trichloréthylène (fréquence de détection = 55 % et 87 % respectivement). Les teneurs dans les chambres des enfants sont relativement homogènes (Tableau 8).

Les concentrations en nicotine et les ratios acétaldéhyde/formaldéhyde sont significativement associés au nombre de cigarettes fumées dans le domicile. Les systèmes au gaz augmentent les teneurs en NO<sub>2</sub> mais pas celles du benzène. Enfin, les concentrations en formaldéhyde et propanal sont plus fortes en présence de panneaux de particules agglomérés dans les chambres et les niveaux en COV (en particulier l'hexanal) sont fonction de l'âge des revêtements (sols/murs) ; la présence de revêtements neufs (moins de 1 an) dans les chambres augmente les teneurs en formaldéhyde, hexanal, alcanes et COV aromatiques.

---

<sup>45</sup> Cette étude épidémiologique a pour objectif d'étudier les relations entre les facteurs environnementaux, la santé respiratoire et le statut atopique d'enfants vivant en Ile de France jusqu'à l'âge de 6 ans ; elle vise entre autre à évaluer l'influence de l'environnement domestique des nouveau-nés.

<sup>46</sup> A noter que des mesures d'endotoxines, de moisissures et d'acariens dans les poussières ont également été réalisées mais les résultats n'ont pas encore été diffusés à ce jour.

**Tableau 8 : Concentrations en COV, aldéhydes, NO<sub>2</sub> et nicotine (µg/m<sup>3</sup>) dans la chambre de 150 nouveau-nés franciliens**

Substances	n	Moyenne géométrique (IC 95%)	Médiane	
COV	140	Benzène	1,8 (1,7 – 2,0)	1,8
		Toluène	19,4 (17,3 – 21,8)	16,8
		Ethylbenzène	2,6 (2,4 – 2,8)	2,5
		1,2,4 triméthylbenzène	3,6 (3,2 – 4,0)	3,3
		o,m,p-xylènes	9,9 (9,0 – 10,9)	9,9
		Styrène	1,5 (1,3 – 1,6)	1,5
		alcanes	19,7 (17,0 – 22,8)	17,2
		Tétrachloroéthylène	2,4 (2,1 – 2,8)	2,0
		Trichloroéthylène	0,8 (0,7 – 1,0)	0,7
		p-dichlorobenzène	7,6 (5,9 – 9,5)	4,8
Aldéhydes	139	Formaldéhyde	18,0 (16,4 – 19,7)	17,1
		Acétaldéhyde	9,1 (8,3 – 10,0)	9,0
		Hexanal	23,6 (21,0 – 26,6)	22,7
		Propionaldéhyde	6,1 (5,2 – 7,1)	8,0
		Butyraldéhyde	6,4 (6,0 – 6,9)	6,6
		pentanal	3,3 (2,9 – 3,8)	3,5
NO <sub>2</sub>	131	24,2 (22,8 – 25,7)	24,0	
Nicotine	140	0,02 (0,01 – 0,03)	0,01 (LD)	

### 3.1.6 Contamination fongique dans des logements la région Marseillaise

Des travaux réalisés par les équipes des Hôpitaux de Marseille ont cherché à savoir si un indicateur simple, la mesure du taux d'hygrométrie murale (HM), permettait de suspecter la présence de la moisissure *Stachybotrys chartarum* dans l'habitat (Charpin, 2005).

Pour cela, 100 logements situés dans la région marseillaise ont été recrutés<sup>47</sup> pour participer à une enquête environnementale entre mars et octobre 2002 visant à mesurer la température, l'hygrométrie ambiante et le taux d'HM. Pour chacun de ces paramètres, 3 mesures ont été effectuées et la valeur moyenne retenue pour l'analyse des résultats. L'identification des moisissures murales a été effectuée par échantillonnage de la surface externe du mur, grâce à la technique du papier collant, technique beaucoup plus performante pour l'identification en microscope optique de *S. chartarum* que l'échantillonnage de l'air ambiant. Au total, plus de 450 prélèvements muraux ont été recueillis puis examinés.

Sur les 100 logements, 13 logements comportaient la présence de *S. chartarum*<sup>48</sup>. Différentes espèces de moisissures ont été identifiées mais dans tous les cas *S. chartarum* était associé sur l'échantillon à d'autres moisissures. Sur les murs où *S. chartarum* a été identifié, le taux moyen d'HM est beaucoup plus élevé que sur les murs où une autre moisissure a été mise en évidence (97,0 versus 41,8) ou que sur les murs où aucune moisissure n'a été retrouvée (38,9 %). Par ailleurs, il n'a pas été observé de forte relation entre l'HM et l'hygrométrie ambiante.

<sup>47</sup> Les logements inclus sont ceux de patients dont le médecin avait demandé à l'association la « Maison de l'Allergie et de l'Environnement », de faire une visite à domicile. Cette association intervient au domicile de patients quand leur médecin estime que leur état de santé respiratoire est négativement influencé par l'état de leur logement.

<sup>48</sup> La proportion de logements infestés par *S. chartarum* dans la région marseillaise (13 %) est du même ordre de grandeur que celle observée dans d'autres études réalisées dans les pays occidentaux, dans des groupes de logements insalubres.

Cette étude montre donc que la simple mesure de l'HM peut servir d'indicateur à la présence de la moisissure *S. chartarum* dans les logements : une HM de moins de 75 % a une valeur prédictive négative de 100 % pour la présence de *S. chartarum* alors que la valeur prédictive positive d'une HM supérieure à 75 % est de 67 %. En revanche, on ne peut prédire la présence de *S. chartarum* à partir de la mesure de l'hygrométrie ambiante.

### 3.2 ETABLISSEMENTS SCOLAIRES ET DE GARDE D'ENFANTS

#### 3.2.1 Etablissements scolaires et lieux d'accueil de la petite enfance à Strasbourg

A la demande de la ville de Strasbourg, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Alsace (ASPA) a réalisé une campagne de mesure dans 111 écoles (58 élémentaires et 53 maternelles) et 33 lieux d'accueil de la petite enfance, afin de disposer d'un état des lieux complet des niveaux intérieurs en **aldéhydes** (en particulier le formaldéhyde) dans l'ensemble établissements de la communauté urbaine (ASPA, 2005).

Du 17 novembre au 16 décembre 2004, puis du 4 janvier au 27 janvier 2005, le suivi des concentrations en aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde, benzaldéhyde, butyraldéhyde, isovaléraldéhyde, valéraldéhyde, propionaldéhyde) a été effectué pendant les jours d'occupation au moyen de tubes à diffusion passive de type Radiello exposés pendant 48 heures (au total 526 mesures dont 384 points dans les écoles maternelles et primaires et 142 dans les lieux d'accueil de la petite enfance).

Les résultats indiquent, sur l'ensemble des sites suivis, une concentration moyenne en formaldéhyde de 23 µg/m<sup>3</sup> (Tableau 9). Les concentrations moyennes varient selon le type d'établissement avec des teneurs moyennes de 18, 22 et 27 µg/m<sup>3</sup> pour respectivement les lieux d'accueils de la petite enfance, les écoles élémentaires et les écoles maternelles. Des tendances positives, mais non statistiquement significatives, ont été dégagées entre les teneurs intérieures en formaldéhyde et la présence de mobilier âgé de plus de 10 ans, de boiseries sur les murs et les plafonds, d'un revêtement lino-plastique.

**Tableau 9 : Teneurs en aldéhydes dans différents lieux d'accueil de la petite enfance (n = 33) et écoles (n = 111) de l'agglomération strasbourgeoise**

Moyenne sur l'ensemble de la période de mesures	Concentrations en µg/m <sup>3</sup>			
	Moyenne sur l'ensemble des points de mesures	Lieux accueil petite enfance	Ecoles maternelles	Ecoles élémentaires
<b>Formaldéhyde</b>	<b>23</b>	<b>18</b>	<b>27</b>	<b>22</b>
Acétaldéhyde	8	10	8	7
Butyraldéhyde	8	8	8	8
Propionaldéhyde	3	2	3	3
Valéraldéhyde	2	1	2	2
Benzaldéhyde	1	1	1	1
Isovaléraldéhyde	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Concernant les autres aldéhydes, l'acétaldéhyde et le butyraldéhyde sont présents à des concentrations moyennes de  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à l'intérieur des locaux (Tableau 9). Les niveaux des autres composés sont quant à eux plus faibles, avec des concentrations proches de la limite de détection pour l'isovaléraldéhyde et le benzaldéhyde.

A la suite de cette large campagne de mesures, une étude complémentaire avec mesure du **formaldéhyde** a été réalisée fin 2005 (30 août au 1<sup>er</sup> septembre et 6 au 8 septembre) dans **3 établissements** ayant présenté des taux élevés lors de la première campagne (une école maternelle, une école élémentaire et une halte garderie) (ASPA, 2005a). Par ailleurs, une étude exploratoire du profil temporel des niveaux de **formaldéhyde** dans **2 établissements scolaires** à l'aide de prélèvements sur 30 minutes a été menée durant le mois de juin 2005 (ASPA, 2005b).

Lors de l'étude dans les trois établissements, ceux-ci n'ont pas été instrumentés de la même manière : des tubes passifs ont été installés pendant 2 jours dans toutes les classes étudiées, alors que des mesures de 30 minutes par prélèvement actifs ont été réalisées dans les deux écoles mais pas dans la halte garderie (ASPA, 2005a). Les plages de mesure étaient situées hors périodes scolaires dans les écoles (c'est à dire dans des salles inoccupées) et en période d'ouverture et d'activité pour la halte garderie.

Dans l'école maternelle, les niveaux de concentration en formaldéhyde mesurés par prélèvement actif sur 30 minutes ont atteint respectivement  $318$  et  $225 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les deux salles étudiées (salles 1 et 4). La concentration mesurée dans la salle 1 sur 48 heures par tube passif est de  $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces résultats ont confirmé ceux de la première campagne avec notamment l'existence dans ces salles de sources d'émission importantes de formaldéhyde et l'importance de la ventilation. Dans l'école élémentaire, les teneurs sur 30 minutes dans les trois salles de classes instrumentées (n° 16, 22 et 23) sont respectivement de  $117$ ,  $63$  et  $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La plus forte concentration est rapportée dans la classe présentant les moins bonnes conditions de ventilation. Les mesures passives sur 2 jours, effectuées uniquement dans la salle 16, rapportent une concentration de  $103 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , confortant la mesure effectuée sur 30 minutes. Enfin, concernant la halte garderie, les mesures par tubes passifs sur 2 jours effectuées dans quatre pièces (salle de jeux, salle de vie et deux dortoirs) indiquent des concentrations de  $145$  et  $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les dortoirs, de  $127 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la salle de vie et de  $83 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la salle de jeux. Selon les auteurs, des sources importantes d'émission de formaldéhyde sont certainement présentes ; de plus, des défauts de conception du système de ventilation mécanique contrôlée ne permettaient pas un fonctionnement adapté de celui-ci.

La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus dans ces 3 établissements lors de la première campagne de mesures (hiver 2004-2005) est difficile car les conditions de mesure n'étaient pas les mêmes. Toutefois, à titre indicatif, les concentrations mesurées durant l'été 2005 dans les 6 salles équipées de tubes passifs sont supérieures à celles relevées durant l'hiver (sauf dans la salle de jeu de la halte garderie). Ces mesures complémentaires ont donc souligné la persistance de niveaux significatifs de formaldéhyde dans les salles, liée d'une part à des taux de renouvellement d'air insuffisants et d'autre part, à des sources d'émissions persistantes de formaldéhyde.

Enfin, l'étude exploratoire du profil temporel des niveaux de formaldéhyde à l'aide de prélèvements de 30 minutes (ASPA, 2005b), réalisée en collaboration entre l'ASPA et le CSTB, visait au suivi, dans deux écoles maternelles présentant des niveaux moyens entre 40 et 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , de l'évolution des niveaux de formaldéhyde selon un protocole expérimental intégrant 1) une mesure passive sur 24 et 48 heures au cours du mois de juin, 2) des mesures actives sur 30 minutes dans des situations différentes sur deux jours consécutifs, 3) un enregistrement en continu (analyseur Q-Track) de la température, de l'humidité relative et du  $\text{CO}_2$  et des conditions imposées sur les productions de  $\text{CO}_2$  (présence suffisante d'enfants) et l'état des ouvrants (fenêtres fermées). Au total, trois salles de classes ont été instrumentées.

Les concentrations moyennes sur 48 heures obtenues durant le mois de juin sont, pour les 3 classes, supérieures à celles rapportées en période hivernale lors de la première campagne de mesures de la ville de Strasbourg (Tableau 10). Parallèlement au suivi sur 48 heures, deux séries de tubes ont été placés, couvrant chacune une période de 24 heures ; les niveaux mesurés le mercredi sont systématiquement supérieurs à ceux mesurés la veille ou le lendemain. Ces différences sont associées par les auteurs à l'aération des locaux quasi inexistante le mercredi.

**Tableau 10 : Variabilité des concentrations en formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans 2 écoles strasbourgeoises**

Site	Hiver 2004-2005		Juin 2005			
	48 heures	48 heures	24 heures mercredi	24 heures mardi ou jeudi	30 minutes Minimum	30 minutes Maximum
Ecole 1 (salle 4)	68	73	76	57	32	133
Ecole 1 (salle 7)	47	82	92	68	47	138
Ecole 2	44	75	107	61	26	122

L'analyse de l'évolution temporelle indique que les valeurs mesurées sur 30 minutes en présence des enfants ont varié de 38 à 47  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et de 42 à 53  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les deux salles de la première école, et de 26 à 29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans la salle de la seconde école, les salles de classes étant toutes aérées soit en permanence soit au minimum une heure le matin et une heure l'après-midi. En revanche, en l'absence des enfants, la valeur de 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 30 minutes est dépassée dans les trois classes aux environs de 6h30-7h00, ce qui souligne l'importance de la ventilation pour limiter l'exposition lorsque des sources importantes de formaldéhyde sont présentes. Dans les 3 salles, selon les conditions d'occupation et de ventilation, on observe une grande variabilité des niveaux de formaldéhyde mesurés sur 30 minutes. Les teneurs augmentent dès que la ventilation diminue, en particulier le matin et le soir ou le mercredi.

### 3.2.2 Composés Organiques Volatils dans 2 écoles et un jardin d'enfants de la région bordelaise

L'école des Mines d'Alès a développé une méthode de dosage des **COV** par micro-extraction en phase solide (à l'équilibre et non équilibre). Après une phase de calibration et de validation en chambre expérimentale, cette approche analytique a été appliquée dans des conditions réelles pour estimer la qualité de l'air dans un jardin d'enfants et deux écoles. La méthode « non-équilibre », impliquant une courte durée d'extraction (4 minutes), peut être utilisée pour détecter des pics de pollution alors que l'extraction à l'équilibre est plutôt destinée pour mesurer des ambiances de fond de l'ordre quelques  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Larroque, 2006 et 2006a).

Une campagne de mesures réalisée dans un jardin d'enfants avant et après des activités de nettoyage des sols a permis de détecter des composés oxygénés, des alcanes, des composés aromatiques et des terpènes. Avant le nettoyage, de faibles concentrations en COV ont été mesurées (les limites de détection de la méthode « non-équilibre » étaient insuffisamment basses pour la quasi totalité des substances individuelles) (Tableau 11). Après nettoyage, les teneurs rapportées étaient plus élevées ; de nombreux composés ont été détectés par les deux approches analytiques. Les teneurs en composés aromatiques varient peu, ce qui indique qu'ils ont pour principale origine des sources extérieures. En revanche, les concentrations des composés émis par des produits domestiques augmentent de manière significative.

**Tableau 11 : Teneurs en COV\* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans un jardin d'enfants avant et après nettoyage des sols**

Substances	Limite de détection	Limite de quantification	Avant nettoyage	Après nettoyage
Ethanol			$3.66 \pm 0.26$	$28.56 \pm 2.00$
Acétone	0.30	1.00	$6.44 \pm 0.45$	$16.72 \pm 1.17$
Butyl acétate	0.50	1.67	Détecté <sup>(a)</sup>	$3.15 \pm 0.28$
1-méthoxy-2-propanone			nd <sup>(b)</sup>	Détecté <sup>(a)</sup>
3,7-diméthyl-1,6-octadiène-2-ol			nd <sup>(b)</sup>	$14.42 \pm 1.30$
Cyclohexane	0.14	0.47	$1.11 \pm 0.10$	$0.89 \pm 0.08$
n-décane	0.30	1.00	$4.29 \pm 0.34$	$17.89 \pm 1.43$
Benzène	0.11	0.36	$0.52 \pm 0.03$	$0.96 \pm 0.06$
Toluène	0.07	0.23	$2.65 \pm 0.32$	$1.37 \pm 0.16$
Ethylbenzène			$0.62 \pm 0.06$	$0.50 \pm 0.05$
p-xylène	0.05	0.17	$0.54 \pm 0.05$	$1.12 \pm 0.11$
o-xylène			$0.34 \pm 0.03$	$0.75 \pm 0.07$
$\alpha$ -pinène	0.20	0.67	$1.68 \pm 0.15$	$3.83 \pm 0.34$
d-limonène			$6.78 \pm 0.61$	$24.13 \pm 2.17$

\* teneurs estimées selon la méthode d'extraction à l'équilibre

(a) détecté mais inférieur à la limite de quantification

(b) non détecté

Une seconde campagne de mesures a été réalisée en mars 2005 dans deux écoles de la région Bordelaise, l'une construite en 1956, l'autre de construction récente (2003) et répondant aux normes HQE. Dans chaque établissement, 10 COV ont été recherchés dans deux classes : acétaldéhyde, acétone, benzène, cyclohexane, trichloroéthylène, toluène, butyl acétate, p-xylène,  $\alpha$ -pinène et n-décane. Des mesures dans l'air extérieur ont été couplées aux mesures dans les classes.

Les résultats indiquent que les COV sont plus nombreux et en plus fortes concentrations dans les locaux qu'à l'extérieur (Tableau 12), confirmant l'influence de diverses sources intérieures pour les COV. Les teneurs en COV totaux dans les classes traditionnelles sont plus élevées que dans les classes HQE ; ceci est principalement dû aux fortes concentrations en acide acétique, MIBK et butyl acétate mesurées dans les classes traditionnelles. Ces deux derniers composés étant principalement retrouvés dans les crayons feutres, ces fortes concentrations semblent plutôt liées aux activités pratiquées dans les classes qu'à des caractéristiques différentes entre bâtiments traditionnels et HQE. Les résultats de cette étude de faisabilité confirment la complexité de la contamination intérieure par les COV qui est fortement influencée par la multiplicité de sources, les caractéristiques des bâtis et les activités des occupants ; ils ne montrent pas de différence significative entre les classes traditionnelles et HQE.

**Tableau 12 : Teneurs en COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans deux écoles de la région Bordelaise**

Substances	Construction traditionnelle			Construction HQE		
	Extérieur	Classe 1	Classe 2	Extérieur	Classe 1	Classe 2
Butane	nd <sup>(a)</sup>	nd	nd	nd	12.0	nd
Isobutène	5.0	nd	5.0	nd	nd	nd
2-méthyl butane	nd	nd	nd	nd	13.0	13.0
Cyclohexane	nd	nd	nd	nd	14.0	9.0
<i>Somme des alcanes</i>	5.0	-	5.0	-	39.0	22.0
Benzène	0.5	1.0	nd	0.3	0.5	1.0
Toluène	3.0	2.0	nd	nd	0.5	3.0
xylènes	nd	3.0	6.0	nd	nd	3.0
triméthylbenzène	nd	2.0	2.0	nd	nd	2.0
<i>Somme des aromatiques</i>	3.5	8.0	8.0	0.3	1.0	9.0
Acétonitrile	nd	nd	8.0	nd	nd	nd
Acide acétique	nd	36.0	18.0	nd	nd	1.0
Acétone	DéTECTÉ <sup>(b)</sup>	DéTECTÉ	DéTECTÉ	DéTECTÉ	DéTECTÉ	DéTECTÉ
Ethanol	2.0	8.0	47.0	nd	10.0	14.0
1-méthoxy-2-propanone	7.0	10.0	7.0	nd	37.0	16.0
Méthyl-ethyl-cétone	7.0	nd	2.0	nd	nd	3.0
Méthyl-isobutyl-cétone	nd	37.0	11.0	nd	nd	nd
Cyclohexanone	10.0	13.0	nd	nd	nd	nd
4-pentan-2-ol	nd	nd	nd	nd	nd	46.0
Butyl acétate	nd	48.0	7.0	nd	5.0	nd
nonanal	4.0	16.0	1.0	42.0	nd	3.0
décanal	nd	3.0	nd	0.7	nd	nd
<i>Somme des oxygénés</i>	30.0	171.0	101.0	42.7	52.0	80.0
$\alpha$ -pinène	3.0	6.0	8.0	nd	20.0	10.0
$\beta$ -phellandrène	nd	nd	nd	nd	3.0	nd
d-limonène	2.0	17.0	15.0	nd	7.0	nd
<i>Somme des terpènes</i>	5.0	23.0	23.0	-	30.0	10.0
<i>Somme des COV</i>	43.5	202.0	137.0	43.0	122.0	121.0

(a) non détecté

(b) détecté mais inférieur à la limite de quantification

### 3.3 MOYENS DE TRANSPORTS

#### 3.3.1 Zones aéroportuaires

##### 3.3.1.1 Aéroport de Bordeaux (2004-2005)

Depuis 2000, l'Association de surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine (AIRAQ) et l'aéroport de Bordeaux mènent des campagnes annuelles de mesures visant à étudier l'impact des activités de la zone aéroportuaire sur la qualité de l'air. En 2004 et 2005, les 4<sup>ème</sup> et 5<sup>ème</sup> campagnes de mesures ont permis de mesurer la qualité de l'air sur les pistes de l'aéroport mais également à l'intérieur des halls de l'aéroport, l'objectif principal étant d'étudier le transfert de pollution entre l'extérieur et l'intérieur (AIRAQ, 2004 et 2005).

En 2004, deux campagnes de mesures distinctes ont été menées, l'une sur la zone aéroportuaire (air extérieur<sup>49</sup>), l'autre en air intérieur dans les halls de l'aéroport (23 novembre 2004 - 6 janvier 2005). Pour l'étude en air intérieur des analyseurs automatiques ont été installés dans le Hall B afin de suivre en continu l'évolution des **NO<sub>x</sub>**, du **CO** et des **PM<sub>10</sub>**, et étudier un éventuel transfert entre air extérieur et intérieur. De plus, un suivi par échantillonnage passif sur 11 points de mesures a permis une première évaluation des **COV** (benzène, toluène et xylènes) et de 9 **aldéhydes** (formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine, propanal, butanal, benzaldéhyde, isopentanal, pentanal, hexanal)<sup>50</sup>. Les 11 points de mesures se répartissent dans les halls A (4 sites) et B (7 sites) de l'aéroport. Les BTX ont été échantillonnés sur 2 séries de mesures de 15 jours et les aldéhydes sur 3 séries d'une semaine.

Les analyses continues indiquent, dans l'ensemble, que les teneurs à l'intérieur du hall de l'aéroport pour les **NO<sub>x</sub>**, le **CO**, et les **PM<sub>10</sub>** sont inférieures aux valeurs relevées sur les stations fixes extérieures de l'agglomération bordelaise (Tableau 13). A l'intérieur de l'aéroport, les trois polluants ont un comportement très proche, avec notamment des valeurs maximales qui apparaissent aux mêmes moments de la journée (aux alentours de 10h-11h). Les polluants évoluent de manière très proche dans le hall et à l'extérieur, ce qui indique qu'une partie de l'air intérieur provient de l'extérieur. Il existe donc une forte probabilité qu'un transfert de polluants se produise de l'extérieur vers l'intérieur du hall. Toutefois, la diversité et la proximité des sources d'émissions (trafic routier, trafic aérien, chauffage) génère une pollution très diffuse qui ne permet pas de mettre en évidence un émetteur particulier ; la comparaison avec le trafic aérien n'établit pas de réelle corrélation avec les niveaux des polluants dans le hall de l'aéroport. De plus, des sources intérieures liées aux activités dans le hall de l'aéroport (tabagisme, présence de commerces spécifiques comme des parfumeries ou points de restauration) peuvent également influencer la qualité de l'air intérieur. Outre les sources internes, une mauvaise ventilation ou une aération insuffisante peut contribuer à l'accumulation des polluants.

**Tableau 13 : Concentrations horaires en NO<sub>x</sub>, poussières et CO à l'intérieur du hall de l'aéroport de Bordeaux en 2004 (µg/m<sup>3</sup>)**

Substances	Intérieur de l'aéroport		Stations extérieures	
	Moyenne horaire	Max horaire	Moyenne horaire	Max horaire
NO	26	297	21 à 48	468 à 502
NO <sub>2</sub>	33	96	21 à 39	87 à 149
PM <sub>10</sub>	18	90	22 à 24	107
CO	350	2425	689 à 816	4750 à 6335

<sup>49</sup> L'étude en air extérieur, sur et aux alentours de la zone aéroportuaire, s'est effectuée par capteurs passifs en hiver, du 23 novembre au 21 décembre, afin de disposer d'informations sur la totalité de l'année et compléter ainsi les données estivales obtenues lors de campagnes précédentes (2001 et 2003).

<sup>50</sup> Une campagne préliminaire avait été réalisée en 2003 sur 4 points. La campagne 2004 a donc permis un renforcement du nombre de points de prélèvement et une diversification des polluants.

Pour les **BTX**, on observe une bonne répétabilité des mesures, avec d'assez faibles amplitudes de valeurs de concentration entre les différents points de mesures et au cours du temps pour un même point de mesure. Une comparaison de ces résultats hivernaux avec les résultats observés durant l'été 2003<sup>51</sup> indique, de manière générale, des niveaux plus faibles l'été, suggérant une saisonnalité des BTX et renforçant l'hypothèse du transfert entre air extérieur et intérieur.

**Tableau 14 : Concentrations moyennes en BTX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en 11 points de mesures à l'intérieur du hall de l'aéroport\* de Bordeaux**

Concentration	Benzène	Toluène	Xylènes
Moyenne	2,1	14,1	8,7
Maximum	2,5	38,2	10,2
Minimum	1,6	8,7	7,3

\* pour chaque point, deux séries de mesures

Pour les **aldéhydes**, les valeurs dans le hall présentent des variations importantes selon les composés, mais également selon l'emplacement des sites à l'intérieur du hall. En revanche, les concentrations moyennes observées pour chaque aldéhyde sont dans l'ensemble homogènes au cours du temps. Le formaldéhyde est le COV observé en plus grande quantité, avec des teneurs plus importantes dans le hall A (différence probablement liée à la présence de travaux qui ont eu lieu au cours de la période de mesures). Les teneurs moyennes en formaldéhyde sont de  $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tableau 15). Les deux principaux autres aldéhydes retrouvés sont l'acétaldéhyde et le butanal, avec des concentrations moyennes respectivement de  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tableau 15 : Concentrations moyennes en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en 11 points de mesures à l'intérieur du hall de l'aéroport\* de Bordeaux**

Substance	Concentration moyenne
Formaldéhyde	11,4
Acétaldéhyde	6,0
Butanal	3,8
Pentanal	3,2
Hexanal	3,2
Propanal	2,5
Acroléine	2,4
Isopentanal	1,4
Benzaldéhyde	0,4

\* pour chaque point, trois séries de mesures

<sup>51</sup> Quatre sites de mesures seulement.

L'existence d'un échange de masses d'air entre l'air extérieur et l'air intérieur ayant été avancée lors de l'étude 2004 dans le hall B, l'un des axes d'étude de la **campagne 2005** visait à affiner les connaissances relatives à ce transfert de polluants grâce à l'installation, dans le hall d'une nouvelle jetée récemment ouverte au public, de deux armoires de mesures en continu (AIRAQ, 2005). La mise en place de 7 tubes passifs répartis dans le hall de la jetée vient compléter l'étude en air intérieur. Les polluants analysés sont les **NO<sub>x</sub>**, le **CO** et les **PM<sub>10</sub>**.

La comparaison des valeurs dans le hall et à l'extérieur (bout de jetée, parking) indique des évolutions journalières semblables à l'intérieur et à l'extérieur, confirmant ainsi l'hypothèse d'un transfert entre les deux milieux. Les similitudes de comportement se retrouvent pour tous les polluants, à l'exception des PM<sub>10</sub>. Les valeurs horaires en NO dans le hall de l'aéroport sont plus faibles qu'à l'extérieur (Tableau 16). Elles montrent de nombreuses variations sur les trois sites de mesures. Une comparaison des profils moyens journaliers semble traduire l'existence d'un transfert de l'air extérieur vers l'intérieur avec un phénomène d'atténuation des pics et de baisse des concentrations moyennes.

**Tableau 16 : Concentrations horaires moyennes en NO<sub>x</sub>, poussières et CO (µg/m<sup>3</sup>) sur l'aéroport de Bordeaux en 2005**

Substance	Intérieur	Extérieur (jetée)	Extérieur (parking)
NO	7	11	14
NO <sub>2</sub>	30	29	26
CO	351	230	250
PM <sub>10</sub>	14	-	9

Le comportement du NO<sub>2</sub> à l'intérieur du hall se distingue de celui des deux sites extérieurs, avec une évolution horaire plus constante. Le NO<sub>2</sub> ne met pas en évidence l'existence d'un phénomène de transfert entre l'air extérieur et celui du hall de l'aéroport. L'analyse complémentaire par tubes passifs indique des teneurs homogènes variant de 23 à 30 µg/m<sup>3</sup> (moyenne = 26,9 µg/m<sup>3</sup>).

Les concentrations horaires du CO sont très variables selon les sites de mesures. Les concentrations moyennes dans l'air intérieur sont plus élevées qu'à l'extérieur (Tableau 16). A l'intérieur du hall, les variations journalières sont plus marquées qu'à l'extérieur et semblent fortement corrélées avec celles mesurées côté parking, confirmant l'existence d'une corrélation entre air extérieur et air intérieur.

Pour les particules (PM<sub>10</sub>), le niveau horaire moyen est plus élevé à l'intérieur avec qu'à l'extérieur (Tableau 16) mais les concentrations intérieures et extérieures évoluent avec une forte similitude, indiquant probablement un phénomène de transfert entre l'air intérieur mesuré dans le hall de l'aéroport et l'air extérieur enregistré côté parking.

Afin de mieux identifier les transferts de pollution, une analyse plus précise avec des mesures toutes les 15 min sur une journée est venue compléter l'étude. Elle confirme le lien entre le nombre d'avions présents et les concentrations observées à l'intérieur (l'ouverture des portes d'accès aux pistes lors de l'embarquement permettant le transfert entre les deux milieux). Toutefois, les teneurs quart-horaire plus élevées dans le hall montrent le possible transfert de l'extérieur (émissions d'origine aérienne et automobile), mais aussi l'existence de sources intérieures supplémentaires directes (fumée de cigarettes, fibres de diverses origines...) ou

indirectes (effet d'accumulation). Ainsi, l'intensité du trafic aérien implique une hausse du nombre de passagers dans le hall, cette forte fréquentation entraînant alors la remise en suspension des particules fines. D'autres mécanismes externes comme la ventilation, peuvent favoriser la circulation d'air et maintenir des niveaux supérieurs dans le hall.

### 3.3.1.2 Aéroport de Bâle-Mulhouse (2005-2006)

L'ASPA a réalisé une caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'aéroport Bâle-Mulhouse et dans les villages environnants au cours de deux campagnes estivale (juillet 2005) et hivernale (février 2006) (ASPA, 2006 et 2005d). Ces deux campagnes sont les premières d'une série visant à suivre l'évolution temporelle des niveaux de concentration sur et à proximité de la plate-forme aéroportuaire. Les campagnes été 2005 et hiver 2006 ont été réalisées selon un même schéma protocolaire correspondant à une période de mesures de 15 jours au cours de laquelle 26 sites externes ont été équipés d'échantillonneurs passifs pour la mesure du NO<sub>2</sub> et des BTEX, 3 sites en milieu intérieur pour la mesure des **aldéhydes**, 2 sites instrumentés en canisters pour le suivi des COV, ainsi que deux sites équipés de laboratoires mobiles.

Le seul volet de ces 2 premières campagnes relatif aux environnements intérieurs de l'aéroport concerne donc les aldéhydes qui ont été échantillonnés durant 5 jours en 3 sites de la zone de l'aéroport (aire de départ coté français, aire de départ coté suisse, accueil coté français). Les résultats indiquent que les concentrations moyennes en formaldéhyde sont homogènes sur les 3 sites, avec des concentrations relativement peu élevées en été comme en hiver (Tableau 17). Les teneurs moyennes en acétaldéhyde et butyraldéhyde sont également faibles et homogènes dans l'espace et dans le temps. Le valéraldéhyde, l'isovaléraldéhyde, le benzaldéhyde et le propionaldéhyde sont retrouvés à de faibles concentrations.

**Tableau 17 : Concentrations moyennes en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans l'aéroport de Bâle-Mulhouse en période estivale et hivernale**

Substance	Été	Hiver
Valéraldéhyde	1-1,5	0,5-1
Isovaléraldéhyde	< 0,1	< 0,1
Benzaldéhyde	0,1-0,2	0,1
Butyraldéhyde	4-4,5	4
Propionaldéhyde	1-1,5	1-2
Acétaldéhyde	2-3	5-7
Formaldéhyde	6-8	5-6

Les faibles niveaux de concentration en aldéhydes rencontrés dans l'aérogare peuvent s'expliquer par les volumes d'air en rapport avec les sources d'émission internes (hall d'embarquement) et le renouvellement d'air.

Signalons par ailleurs que l'ASPA mène également depuis 2000 des campagnes pluriannuelles de suivi de la qualité de l'air autour de l'aéroport de Strasbourg (ASPA, 2006). Les campagnes réalisées entre 2000 et 2005 avaient pour objectif d'évaluer l'impact de l'ensemble des activités de la plate-forme aéroportuaire sur la qualité de l'air sur l'aéroport et dans les villages alentours. Aucune campagne de mesures spécifique à la qualité de l'air dans l'aérogare de Strasbourg n'a été effectuée à ce jour.

### 3.3.1.3 Aéroport de Toulouse-Blagnac (2001-2002)

L'Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées (ORAMIP) a été sollicité par la CCI de Toulouse pour réaliser un diagnostic de la qualité de l'environnement intérieur et extérieur de l'aéroport de Toulouse Blagnac (ORAMIP, 2003). En 2001-2002, une campagne de mesures avec une phase estivale et une phase hivernale a permis, pour chaque période, de mesurer les concentrations en **NO<sub>2</sub>**, **SO<sub>2</sub>**, **O<sub>3</sub>** et **BTX** à l'intérieur de l'aérogare à l'aide de tubes à diffusion passive placés en 5 points intérieurs distincts (3 zones d'embarquement, 1 zone de débarquement et 1 zone d'enregistrement)

A l'intérieur de l'aérogare, les résultats varient selon les polluants (Tableau 18). Par exemple, les teneurs en NO<sub>2</sub> sont nettement plus élevées qu'à l'extérieur des bâtiments (lien avec le tabagisme évoqué) alors qu'au contraire les teneurs en O<sub>3</sub> et en SO<sub>2</sub> sont très nettement inférieures à celles observées en milieu extérieur (ces deux polluants étant rapidement dégradés en milieu intérieur). Les teneurs en benzène, relativement homogènes au sein de l'aérogare, sont du même niveau que celles rencontrées dans l'air ambiant en zone peu urbanisée et non influencée par le trafic routier. Pour le toluène et les xylènes, on observe au contraire une variabilité importante des concentrations au sein des bâtiments de l'aéroport, avec des teneurs pouvant être du même ordre de grandeur que celles enregistrées en milieu urbain dans l'un des halls, alors que dans le second hall les teneurs en toluène sont nettement plus élevées qu'à l'extérieur, ce qui semble indiquer des sources internes de toluène et de xylènes.

**Tableau 18 : Teneurs en polluants atmosphériques à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments de l'aéroport de Toulouse (µg/m<sup>3</sup>)**

Site			NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	Benzène	Toluène	Xylènes
Hall 1	Zone d'enregistrement A	Eté	51,9	3,5	0,3	0,5	25,5	15,3
		Hiver	41,1	1,3	0,3	0,7	31,3	18,1
	Zone d'embarquement A	Eté	43,4	1,2	0,3	0,5	17,7	16,3
		Hiver	40,5	0	< 0,3	0,7	28,1	17,8
	Zone d'embarquement B	Eté	43,7	-	0,3	0,9	8,7	7,2
		Hiver	38,6	-	0,3	0,6	14,9	17,1
Zone d'embarquement C	Eté	47,2	13,6	0,3	0,7	6,3	7,1	
	Hiver	41,3	4,5	0,3	0,6	13,7	14,4	
Hall 2	Zone de débarquement C	Eté	46,6	8,4	0,3	1	11,4	10,5
		Hiver	-	2,1	-	-	-	-
Stations extérieures	Périurbaine	Eté	13-18	34-60	-	Eté 0-1*	Eté 2*	Eté 0*
		Hiver	21-27	37-44	-			
	Urbaine	Eté	21-27	22-54	-	Hiver 1*	Hiver 3-4*	Hiver 0*
		Hiver	30-34	28-38	-			
	Trafic	Eté	46-51	-	-	Hiver 1*	Hiver 3-4*	Hiver 0*
		Hiver	37-42	-	-			

\* concentrations mesurées par une station mobile installée successivement en différents emplacements autour de l'aéroport

### 3.3.2 Métro et enceintes ferroviaires souterraines

#### 3.3.2.1 *Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France*

Dans le cadre de la mise en œuvre du Plan Régional de la Qualité de l'Air, ont été rendus publics en octobre 2000 les mesures effectuées à l'intérieur des enceintes ferroviaires souterraines en Ile-de-France. Ces résultats ayant mis en évidence des niveaux élevés de particules en suspension dans le métro et le RER, la Direction Générale de la Santé a chargé le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) d'apprécier la situation pour les usagers des transports ferroviaires souterrains (DGS, 2003).

Les données sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France expertisées par le CSHPF étaient issues de campagnes de mesures réalisées par la RATP et la SNCF. Les polluants recherchés, soit ponctuellement, soit en continu, sont le **CO**, les **NOx**, l'**ozone**, le **SO<sub>2</sub>**, les **BTX** et les **PM<sub>10</sub>**. Les composants des particules qui ont été dosés sont le **carbone élémentaire** et le **carbone organique**, les **HAP**, certains **métaux** (baryum, fer, chrome, cadmium, manganèse, nickel, plomb, zinc), la **silice cristalline** et les **fibres** dont l'amiante.

Les études ont montré, par rapport aux concentrations observées à l'extérieur sur les stations urbaines de fond, des teneurs en milieu souterrain équivalentes pour le CO, le benzène<sup>52</sup> et le toluène<sup>53</sup>, inférieures pour l'ozone et le SO<sub>2</sub>, supérieures, en règle générale, pour le NO<sub>2</sub><sup>54</sup> (mais inférieures aux valeurs des stations de proximité automobile).

Pour les PM<sub>10</sub>, les concentrations en souterrain sont toujours très supérieures à celles mesurées à l'extérieur, avec des concentrations horaires habituellement comprises entre 100 et 300 µg/m<sup>3</sup> mais pouvant atteindre, sur des durées horaires, plus de 6 fois les concentrations maximales horaires observées dans l'air ambiant francilien sur les stations de mesures les plus exposées. Les données disponibles montraient de fortes disparités selon les stations et dans le temps, avec des cycles journaliers (marqué par des concentrations maximales aux heures de fortes affluences, c'est à dire entre 6-9h et 17-21h) et hebdomadaires (avec des concentrations plus faibles durant le week-end). Les constituants majeurs des particules sont le carbone élémentaire, le carbone organique et le fer (qui peut représenter jusqu'à 85 % de la masse totale des particules sur certaines stations). Outre le fer, on note la présence de Ba, Cr, Ni, Mn, Pb, Cu qui peuvent présenter des concentrations nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur. Pour les HAP, certains composés sont présents à des concentrations supérieures à celles mesurées à l'extérieur (phénanthrène, fluoranthène, anthracène, pyrène) ; en revanche, les teneurs en benzo(a)pyrène sont comparables à celles observées sur un site de proximité au trafic.

---

<sup>52</sup> Dans les stations de la RATP, les moyennes en benzène observées sont comprises entre 1,6 et 7,1 µg/m<sup>3</sup>. Les gares souterraines de la SNCF enregistrent des teneurs variant, en moyenne, de 1,5 à 3,4 µg/m<sup>3</sup>.

<sup>53</sup> Certaines gares connaissent ponctuellement de forts niveaux de toluène, montrant une source spécifique de ce composé dans les espaces souterrains.

<sup>54</sup> Des pics nocturnes, à des heures où le réseau n'est pas accessible au public, correspondent probablement à l'utilisation de motrices diesel utilisées pour des travaux d'entretien.

Enfin, les études disponibles indiquaient l'absence de silice cristalline en concentration notable et des concentrations en fibres faibles (équivalentes aux concentrations observées à l'extérieur) dans les enceintes ferroviaires souterraines.

A l'issue de ses travaux, le Conseil recommandait<sup>55</sup> de mettre en place un système de surveillance des concentrations de particules (PM<sub>10</sub>) sur les quais, dans les couloirs et dans les rames, et de mettre en œuvre des études complémentaires sur les autres polluants susceptibles d'être présents (plomb, nickel, cadmium, chrome, fer et manganèse en particulier). Ayant pris connaissance des rapports transmis par les exploitants et ayant entendu ces derniers le 15 mai 2003, le CSHPF a rendu deux avis (concernant la RATP et la SNCF) portant sur de nouvelles recommandations relatives à la caractérisation de la pollution atmosphérique des enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (avis du 8 juillet 2003). Ces avis soulignent l'importance et l'intérêt des travaux effectués depuis 2001 par les exploitants et confirment, au vu des résultats présentés, que les particules constituent le polluant majeur des réseaux ferrés souterrains.

### 3.3.2.2 *Métro de Lyon (2002)*

A la demande de la Société Lyonnaise des Transports en Commun, le Comité pour le contrôle de la Pollution Atmosphérique dans le Rhône et la région Lyonnaise (COPARLY) a réalisé en 2002 (21 octobre-6 novembre) une étude préliminaire de la qualité de l'air dans l'enceinte du métro lyonnais (Coparly, 2002). Son principal objectif était d'évaluer les niveaux de concentration des particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) dans le métro et d'étudier leur évolution journalière. Plusieurs cabines équipées d'analyseurs ont été installées dans quatre stations afin de suivre en continu pendant 17 jours l'empoussièrément. Des analyses chimiques à partir des prélèvements sur filtres ont permis de caractériser la composition en métaux des poussières (plomb, cadmium, arsenic, nickel, cuivre, zinc, étain, chrome, manganèse et baryum). Par ailleurs, les oxydes d'azote et le CO ont été mesurés dans l'une des 4 stations. L'ensemble de ces mesures a été comparé avec trois stations fixes du réseau de surveillance de la qualité de l'air (2 stations de proximité au trafic, 1 station de fond).

Sur l'ensemble de la période d'étude, les taux de PM<sub>10</sub> dans le métro lyonnais sont en moyenne 2,5 à 7 fois plus importants que les niveaux de fond urbains, et entre 1,5 à 4 fois plus élevés qu'à proximité du trafic autoroutier (Tableau 19), ce qui est comparable avec ce qui est observé dans d'autres villes françaises. Une même tendance est rapportée avec les PM<sub>2,5</sub> (qui représentent 55 % de la masse totale des PM<sub>10</sub>). Les niveaux d'empoussièrément sont liés à l'augmentation de la fréquence du métro (nombre de rames en circulation). Sur les particules prélevées dans le métro, on observe la présence de traces de métaux dont l'origine semble être liée à l'usure du matériel roulant.

---

<sup>55</sup> Avis du 5 avril et 3 mai 2001.

**Tableau 19 : Concentrations moyennes en poussières, NO<sub>x</sub> et CO dans les stations de métro de Lyon (µg/m<sup>3</sup>)**

Site	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	CO
Station 1	123	65	-	-	-
Station 2	171	95	65	39	880
Station 3	58	-	-	-	-
Station 4	67	-	-	-	-
Fond urbain	25	17	43	37	-
Trafic autoroutier	39	26	199	70	858
Trafic urbain	-	-	68	50	980

Les niveaux de NO et NO<sub>2</sub> mesurés dans une station se situent entre ceux de la station urbaine et ceux de la station de proximité au trafic autoroutier. Pour le CO, les teneurs dans la station sont comparables à celles observées sur les stations de proximité. Ces résultats s'expliquent par les émissions liées au trafic automobile autour de la station de métro qui peuvent se retrouver rapidement dans l'enceinte du métro par les voies d'aération.

### 3.3.2.3 Métro de Toulouse (2004-2005)

L'ORAMIP a mené en 2004 (campagne estivale) et 2005 (campagne hivernale) une première étude de la qualité de l'air dans le métro toulousain (ORAMIP, 2005d). Les mesures ont été effectuées dans les infrastructures du réseau (quai d'attente, accès station), dans les rames du métro ainsi que dans les locaux techniques et/ou leurs couloirs. Les paramètres mesurés sont : les **NO<sub>x</sub>**, les **BTEX** et les **PM<sub>10</sub>**. De plus, certains composants des particules ont été dosés : **HAP** (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, chrysène, benzo(a)pyrène), **métaux** (antimoine, cadmium, chrome, cuivre, étain, manganèse, nickel, plomb, fer) et **silice cristalline**.

Les résultats indiquent que le **NO<sub>2</sub>** dans le métro et les rames provient du milieu extérieur (introduction par les ventilations). Les niveaux mesurés sont inférieurs à ceux observés sur les stations de proximité au trafic routier, en été comme en hiver (Tableau 20). Les concentrations en NO<sub>2</sub> dans le métro sont légèrement supérieures à celles mesurées à l'extérieur dans les stations urbaines de fond en été ; en hiver, une relation inverse est observée.

Les **BTEX** rencontrés dans le métro sont essentiellement d'origine extérieure et importés par les ventilations (comme le NO<sub>2</sub>) ; les concentrations dans l'enceinte du métro sont donc du même ordre de grandeur qu'en extérieur (exemple du benzène Tableau 20), à l'exception du toluène qui présente des concentrations plus élevées dans les rames que sur le quai, laissant envisager l'existence d'une source intérieure spécifique.

Parmi les polluants étudiés, les **PM<sub>10</sub>** présentent les niveaux les plus significatifs dans le métro toulousain. Les particules sont essentiellement retrouvées sur les quais et dans les rames. Les concentrations sur les quais sont 4 fois supérieures au niveau ambiant urbain en été, et environ 9 fois supérieures à celles observées à l'extérieur en période hivernale (Tableau 20). Les valeurs dans le métro toulousain restent néanmoins du même ordre de grandeur que celles rapportées dans d'autres métros français et européens. Les concentrations en PM<sub>10</sub> dans le métro sont fortement corrélées au nombre de rames de métro en circulation. L'écart été/hiver semble dû à une différence de fonctionnement de la ventilation.

**Tableau 20 : Concentrations moyennes en NO<sub>2</sub>, benzène et PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) dans le métro toulousain**

Site et durée de prélèvement		NO <sub>2</sub>		Benzène		PM <sub>10</sub>	
		Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver
Rames	1/4 d'heure	11 (mini) à 36 (maxi)	13-27	1-2	2		
Stations	15 jours	13-55	17-41	0,4-1,8	2,3-4,4	91	147
Station urbaine de fond	15 jours	15	45	-	-	26	17
Station de proximité automobile	15 jours	29	51	2	2	27	25

Lors de la campagne hivernale, l'analyse de la composition chimique des PM<sub>10</sub> a permis de caractériser environ 35 % de la composition des particules rencontrées dans le métro. Cette analyse chimique indique que l'un des constituants majeurs des particules du métro est le fer. Cuivre, étain, antimoine, manganèse, chrome, plomb et nickel sont également détectés mais dans des proportions moindres. Les teneurs observées sont nettement supérieures à celles observées dans l'air ambiant. Outre les métaux, les particules du métro sont également constituées de HAP (pour les 6 représentants mesurés, les teneurs sont de l'ordre du dixième de ng/m<sup>3</sup>) et de silice cristalline ; HAP et silice cristalline représentent cependant respectivement que moins de 1 % de la composition totale des particules.

#### 3.3.2.4 Métro de Rennes (2004-2005)

L'association de surveillance de la qualité de l'air en Bretagne (Air Breizh) a procédé à une étude de la qualité de l'air dans le métro rennais avec une campagne de mesures réalisée durant l'été 2004 et une campagne au cours de l'hiver 2005 (Air Breizh, 2005). Les mesures ont été réalisées dans différents types de stations (profonde, semi-profonde, aérienne), ainsi que dans les tunnels et les rames. Ont été mesurés le NO<sub>2</sub>, le CO, les PM<sub>10</sub>, les BTEX et 6 métaux lourds (cadmium, chrome, fer, manganèse, nickel et plomb).

Les mesures ont été pratiquées à l'aide d'analyseurs automatiques (mesure en continu du NO<sub>2</sub>, du CO et des PM<sub>10</sub>), d'échantillonneurs passifs de type Radiello exposés durant 1 semaine pour les BTEX et le NO<sub>2</sub>, et d'un préleveur séquentiel de particules (Partisol Plus) exposé durant 24 heures pour recueillir la fraction PM<sub>10</sub> sur laquelle les métaux ont ensuite été dosés par spectrométrie de masse avec ionisation par plasma. Les sites instrumentés sont 1 station semi-profonde, 1 station profonde, 2 stations aériennes, 2 tunnels, et 1 rame de métro avec des mesures sous les sièges et dans un plafonnier.

Concernant les BTEX, mesurés par tube à diffusion lors de 4 séries d'une semaine en été comme en hiver, on observe que la station présentant les niveaux les plus élevés est la station semi-profonde, les stations aériennes présentant les teneurs les plus basses (Tableau 21). Les concentrations les plus élevées sont observées dans les tunnels pour le toluène, dans la rame de métro pour l'éthylbenzène et les xylènes. Alors que les concentrations en toluène, éthylbenzène et xylènes sont du même ordre de grandeur en été qu'en hiver, les concentrations en benzène sont plus importantes en hiver.

**Tableau 21 : Teneurs moyennes en BTEX ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans le métro rennais\***

Site	Benzène	Toluène	Ethylbenzène	Xylènes
Station profonde	1,1	4,4	0,8	3,8
Station semi-profonde	1,4	5,7	1,2	4,2
Station aérienne 1	0,8	2,6	0,5	1,8
Station aérienne 2	1,1	3,8	0,7	2,6
Tunnel 1	1,2	5,2	1,0	3,6
Tunnel 2	1,3	6,4	1,1	3,5
Rame (plafonnier)	1,0	4,1	1,2	4,1
Rame (siège)	0,9	3,8	1,3	4,2

\* teneurs moyennes estimées sur les périodes été/hiver

Les concentrations en  $\text{NO}_2$  sont plus élevées en hiver qu'en été, que ce soit à l'extérieur (stations de mesures) ou dans le métro (hormis dans les stations aériennes) (Tableau 22). On observe un gradient selon la profondeur des stations avec des teneurs qui augmentent avec la profondeur. Les concentrations dans les stations profonde et semi-profonde sont comprises entre les teneurs observées dans les stations urbaines de fond et de proximité, que ce soit pour les teneurs journalières ou les maxima horaires. Comme pour le  $\text{NO}_2$ , les teneurs en  $\text{CO}$  dans le métro sont plus élevées en hiver qu'en été (Tableau 22). Pour les  $\text{PM}_{10}$ , une relation saisonnière inverse est observée avec des teneurs dans la station semi-profonde plus élevées en été qu'en hiver. Les concentrations dans les stations du métro rennais sont nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur sur les stations de fond et les stations de proximité au trafic. Les concentrations moyennes rapportées en été et en hiver pour les 6 métaux, mesurés uniquement dans la station profonde, sont présentées dans le Tableau 22.

**Tableau 22 : Concentrations moyennes en NO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> et métaux mesurées dans le métro rennais par analyseurs (A) ou tubes passifs (T)**

Site	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		CO (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		Cadmium (ng/m <sup>3</sup> )		Chrome (ng/m <sup>3</sup> )		Fer (ng/m <sup>3</sup> )		Manganèse (ng/m <sup>3</sup> )		Nickel (ng/m <sup>3</sup> )		Plomb (ng/m <sup>3</sup> )			
	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver		
Station profonde	24 (A) 24 (T)	38 (A) 30 (T)	256 (A)	388 (A)	-	47 (A)	- <sup>(1)</sup>	- <sup>(2)</sup>	61,8	28,4	11350	5878	105,5	55,8	8,2	5,4	4,8	11,6		
Station semi-profonde	16 (A) 16 (T)	28 (A) 25 (T)	231 (A)	381 (A)	56 (A)	35 (A)														
Station aérienne 1	14 (T)	9 (T)																		
Station aérienne 2	10 (T)	7 (T)																		
Tunnel 1	4 (T)	15 (T)				82 (A)														
Tunnel 2	3 (T)	19 (T)																		
Rame (plafonnier)	10 (T)	19 (T)																		
Rame (siège)	10 (T)	18 (T)																		
Station extérieure de fond	8 (A)	19 (A)				-														16 (A)
Station extérieure de proximité de trafic	33 (A)	47 (A)				364 (A)														657 (A)

(1) toutes les mesures lors de la campagne estivale sont inférieures à la limite de quantification (0,4 ng/m<sup>3</sup>)

(2) lors de la campagne hivernale, le cadmium a été quantifié 5 fois seulement, à des concentrations inférieures à 1 ng/m<sup>3</sup>

### 3.3.2.5 Station de métro de Paris

Une étude de la RATP et de l'Université Paris 12 a mesuré la concentration massique des particules (**PM<sub>10</sub>**, mesurées toutes les 15 minutes par TEOM) en continu durant quatre semaines consécutives en deux sites d'une station souterraine du métro de Paris (un à proximité de l'entrée de la station, l'autre au milieu de la station); cette mesure en masse a été couplée à une analyse séquentielle de la granulométrie (**PM<sub>2.5-10</sub>** et **PM<sub>2.5</sub>**) et de la **composition physico-chimique** sur chaque fraction particulaire. Une mesure à l'extérieur immédiat de la station a été réalisée ; la station de métro retenue pour cette étude est caractérisée par sa proximité à une rue de fort trafic automobile (Mazoue, 2005).

L'analyse du profil journalier des particules retrouvées à l'extérieur de la station (du lundi au vendredi) rapporte un profil similaire à celui habituellement décrit sur les sites extérieurs parisiens avec une augmentation des concentrations de 6 à 10 heures (jusqu'à 50 µg/m<sup>3</sup>) puis une très lente décroissance durant l'après midi. A l'intérieur de la station, les concentrations en PM<sub>10</sub> sont plus élevées qu'à l'extérieur, avec des pics jusqu'à 200 µg/m<sup>3</sup> durant la journée, en relation avec le trafic des trains (nombre de passagers entrant dans la station et nombre de trains passant dans la station) ; la nuit, les teneurs diminuent et se rapprochent de celles observées à l'extérieur (quelques dizaines de µg/m<sup>3</sup>). La fraction fine (PM<sub>2.5</sub>) représente moins de la moitié de la concentration des PM<sub>10</sub>.

Alors qu'à l'extérieur de la station on retrouve un aérosol où les éléments métalliques ne représentent que moins de 10 % de la masse particulaire (en cohérence avec ce qui est généralement décrit dans l'air ambiant parisien), les éléments métalliques sont plus présents dans la station, ce qui indique que les particules sont générées à l'intérieur de la station. En particulier, les freins des trains apparaissent comme une source particulaire interne, mais d'autres sources non identifiées conditionnent la présence de certains éléments métalliques non issus des systèmes de freinage. Enfin, l'instrumentation durant 12 jours de la station par des dispositifs ELPI et SMPS a permis de montrer que la distribution granulométrique des aérosols présente un pic (en nombre) vers 35 à 40 nm et que la distribution des particules submicroniques à l'intérieur de la station est analogue à celle observée dans l'air extérieur. L'air extérieur semble donc être le principal contributeur de la fraction submicronique des aérosols retrouvés dans les stations de métro.

### 3.3.3 Gares

Dans le cadre de leur programme de mesure et de surveillance en espaces clos recevant du public, plusieurs associations de surveillance de la qualité de l'air ont procédé au cours de ces dernières années à des campagnes de mesure aux abords et à l'intérieur des gares ; elles visent à évaluer l'impact sur la qualité de l'air des activités ferroviaires (notamment les locomotives diesel) et l'influence éventuelle des activités de proximité (trafic automobile en particulier).

#### 3.3.3.1 Gares de Bordeaux St Jean et de Poitiers (2002)

Les associations de surveillance de la qualité de l'air en Poitou-Charentes (ATMO Poitou-Charentes) et Aquitaine (AIRAQ) ont mis en œuvre au cours des mois d'avril et août 2002 une campagne de surveillance de la qualité de l'air dans les gares SNCF de Poitiers et Bordeaux (gare Saint-Jean) à l'aide de mesures sur les **quais**, dans le **hall** et sur le **parvis** des gares (**NO<sub>x</sub>**, **poussières** en suspension, **CO** et **poussières métalliques** sur les quais) (AIRAQ, 2003).

Pour la gare de Poitiers, les niveaux sur le parvis sont comparables ou inférieurs aux teneurs mesurées sur un site urbain de la ville situé à moins de 1 km de la gare, avec une estimation de la moyenne annuelle en **NO<sub>2</sub>** de l'ordre de 27 à 34  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , des valeurs sur 8 heures en **CO** inférieures à 10  $\text{mg}/\text{m}^3$  (et des concentrations moyennes très faibles), une moyenne annuelle en **PM<sub>10</sub>** estimée de l'ordre de 14 à 16  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le parvis de la gare de Poitiers, ainsi que celui de Bordeaux, se comporte comme un site de proximité automobile. Sur le parvis de la gare Saint-Jean, il a également été mis en évidence une influence locale, avec en particulier des teneurs importantes en début de matinée (**NO<sub>2</sub>** et surtout **NO**) laissant supposer une influence significative de l'activité liée à la gare.

Sur les quais de la gare de Poitiers, les concentrations de **NO<sub>x</sub>** sont inférieures aux teneurs relevées sur le parvis (Tableau 23). Au contraire, les moyennes en **PM<sub>10</sub>** sont plus élevées sur les quais que sur le Parvis (de 33 à 53 %) ou sur la station fixe ambiante à proximité de la gare (de 7 à 22 %). Ceci semble directement lié à l'activité ferroviaire ; les particules peuvent provenir de l'activité de transport (organes de freinage, de guidage des rames ...) mais elles peuvent également être remises en suspension à chaque passage de trains. On observe une activité nocturne qui semble engendrer une hausse légère des teneurs en **NO**, **CO** et **PM<sub>10</sub>** sur les quais, en lien vraisemblablement avec le trafic ferroviaire nocturne. L'analyse chimique des particules montre la présence de divers **métaux** utilisés pour les freins, les semelles composites, les aiguillages et les caténaires ... (chrome, baryum, molybdène, zinc, manganèse, brome, magnésium, aluminium, cuivre). Parmi ces métaux, l'aluminium et le cuivre sont à l'origine des concentrations maximales sur la campagne (de l'ordre de 130  $\text{ng}/\text{m}^3$ ). A Bordeaux, comme à Poitiers, les concentrations en métaux lourds (plomb, nickel, cadmium et arsenic) sur les quais sont peu élevées.

**Tableau 23 : Teneurs moyennes en oxydes d'azote, CO et PM<sub>10</sub> dans les gares de Poitiers et Bordeaux Saint-Jean**

Substance	Saison	Poitiers			Bordeaux	
		Parvis	Hall	Quais	Parvis	Hall
NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Printemps	14	12	13	16	23,6
	Été	12	9	10		
NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Printemps	34	33	26	33	58
	Été	29	23	21		
CO ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	Printemps	0.4	0.5	0.3	0,48	0,58
	Été	0.3	0.5	0.1		
PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Printemps	21	39	28	23	52,8
	Été	15	31	23		

Dans le hall de la gare de Poitiers, les teneurs en **NO<sub>x</sub>** sont moins élevées que sur le parvis et comparables à celles relevées sur les quais. En revanche, les concentrations en **PM<sub>10</sub>** dans le hall sont supérieures à celles sur le parvis, les quais ainsi que sur les stations fixes de l'agglomération poitevine (d'environ 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Un confinement plus important empêchant la bonne circulation et la dispersion des poussières, ainsi qu'une remise en suspension des particules par le passage régulier des piétons semblent à l'origine de cette différence. A Bordeaux, on observe également une accumulation des polluants dans le hall de la gare, avec des concentrations en général nettement plus élevées que sur le parvis et la présence de bouffées nocturnes de pollution en particulier pour le **CO**. En moyenne, il y a 40 % de **NO<sub>2</sub>** et 30 % de **NO** en moins sur le parvis de la gare que dans le hall de départ. Le niveau de fond en poussières est deux fois plus élevé dans le hall que sur le parvis.

En conclusion, ces travaux ont montré une influence du trafic automobile ainsi qu'une influence locale très nette accentuée probablement par l'environnement clos de la gare. Cette influence locale aurait plusieurs origines : i) l'influence des arrêts-minute et du trafic des bus et des taxis (malgré la présence des portes automatiques), ii) le tabac et la remise en circulation des poussières par le va-et-vient des passants et iii) l'activité ferroviaire (les portes non automatiques restant ouvertes en permanence sur les quais dès que l'activité de la gare commence). Les bouffées nocturnes de pollution observées correspondent probablement aux activités des équipes de nettoyage et vraisemblablement au passage de la polisseuse thermique.

### 3.3.3.2 Gare de Clermont (2002-2003)

L'association pour la mesure de la pollution atmosphérique de l'Auvergne (Atmo Auvergne) a réalisé durant l'hiver 2002-2003 une campagne de mesures dans le hall de la gare SNCF de Clermont-Ferrand (Atmo Auvergne, 2004). Le **CO**, les **NO<sub>x</sub>** et les **fumées noires** (FN) ont été mesurés dans le **hall de la gare** à l'aide d'analyseurs couramment utilisés sur les sites fixes. Les valeurs observées dans la gare ont été comparées aux concentrations mesurées sur les différentes stations de mesure dans l'air ambiant de la ville.

Les concentrations en **NO** dans le hall de la gare varient entre 10 et 193  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les moyennes journalières, les moyennes horaires ayant atteint au maximum 611  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La teneur moyenne sur toute la campagne de mesure est de 55  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces niveaux moyens mesurés à l'intérieur du hall de la gare se situent globalement entre ceux relevés sur les stations de fond et de proximité les plus proches de la gare (Tableau 24). Les teneurs en NO dans la gare suivent l'évolution globale des teneurs dans la ville ; même si de forts niveaux de pollution très ponctuels peuvent avoir lieu, notamment lors d'un pic d'activités de locomotives diesel, la pollution en NO dans le hall de la gare est essentiellement d'origine automobile.

Pour le **NO<sub>2</sub>**, les teneurs dans la gare sont globalement équivalentes à celles relevées sur la station de proximité la plus proche, et 1,5 fois plus importantes que sur la station de fond (Tableau 24). Les maximums de pollution en NO<sub>2</sub> en moyenne journalière à la gare sont pour la plupart observés conjointement en ville ; les évolutions des concentrations de NO<sub>2</sub> tout au long de la campagne sur les 3 sites sont similaires. En revanche, il est fort probable que des hausses très ponctuelles des concentrations horaires en NO<sub>2</sub>, non observées conjointement en ville, soient dues à une activité diesel ferroviaire.

**Tableau 24 : Teneurs en oxydes d'azote, CO et fumées noires ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) à l'intérieur et à l'extérieur de la gare de Clermont-Ferrand**

Substance	Concentration	Gare	Extérieur	
			Station de fond	Station de proximité
NO	Moyenne	55	28	103
	Maxi jour	193	140	240
	Maxi heure	611	428	537
NO <sub>2</sub>	Moyenne	55	35	60
	Maxi jour	92	77	100
	Maxi heure	169	126	179
CO	Moyenne	571	-	1088
	Maxi jour	1614	-	2534
	Maxi heure	5763	-	6303
Fumées noires	Moyenne	16	8	19
	Maxi jour	52	33	62

Pour le **CO**, les teneurs dans le hall de la gare sont faibles, inférieures en moyenne de moitié à celles mesurées sur la station de proximité. Les maxima trouvés sur chaque site sont très proches (Tableau 24). Les concentrations, influencées par le trafic, montent, du lundi au samedi, des allures caractéristiques d'une pollution automobile.

Les résultats concernant les **fumées noires** sont exprimés en valeurs journalières. Les teneurs journalières dans le hall de la gare sont proches de celles mesurées en station de proximité et supérieures à celles mesurées sur les stations de fond (Tableau 24). Lorsque l'on dissocie la moyenne durant la semaine, de celles des samedis et dimanches, on observe que les concentrations sont inférieures le week-end par rapport à ce qui est mesuré la semaine. Néanmoins, les valeurs du samedi et du dimanche sont identiques dans le hall de la gare, tandis qu'au niveau des deux stations les valeurs du dimanche sont sensiblement inférieures à celles du samedi, car la circulation automobile est très réduite à Clermont-Ferrand le dimanche. Au vu des concentrations en fumées noires dans le hall de la gare, on observe une influence certaine du trafic automobile dans le hall, et l'existence de pics de concentrations à relier sans doute avec des émissions locales des locomotives et à l'activité à l'intérieur du hall (remise en suspension des particules du fait des déplacements des usagers).

### 3.3.3.3 Gare d'Arras (2003)

Suite à une première campagne de mesures à la gare de Béthune<sup>56</sup> (23 septembre - 07 octobre 2002), l'association de surveillance de la qualité de l'air en Artois (Aremartois) a effectué de nouvelles mesures à l'intérieur et aux abords de la gare d'Arras, du 24 novembre au 22 décembre 2003 (Aremartois, 2004).

<sup>56</sup> Non disponible sur le site Internet de Aremartois.

Les polluants (**SO<sub>2</sub>**, **poussières**, **NO<sub>x</sub>**, **ozone** et **BTEX**) ont été mesurés aux abords et à l'intérieur de la gare à l'aide d'une station mobile de mesures (mesures extérieures), de tubes à diffusion passive et d'un préleveur de poussières, installés dans l'enceinte de la gare. Les tubes à diffusion passive ont été exposés pendant 15 jours à une hauteur de 3 m pour mesurer les BTX (tubes de type Radiello puis analyse de la cartouche absorbante par CPG) et le NO<sub>2</sub> (tubes de type Passam analysés par spectrophotométrie). Deux périodes successives de mesures ont été réalisées. Dix sites de mesures ont été installés dans la gare et à l'extérieur : 5 dans le **hall de gare** (sites 3 à 7), 2 sur **les quais** 3 et 5, 2 à **l'entrée de la gare** et 1 dans un **passage souterrain**. Par ailleurs, un capteur (TEOM) a mesuré en continu 24h/24h et 7 jours sur 7 les niveaux de particules en suspension (PM<sub>10</sub>) dans le hall de la gare (à l'intérieur de la salle des Pas Perdus, à l'entrée de la salle des guichets).

Les résultats des mesures passives indiquent que les concentrations de **NO<sub>2</sub>** lors de la seconde campagne sont supérieures à celles de la première (Tableau 25). La différence pourrait s'expliquer par des conditions météorologiques moins favorables à la dispersion du NO<sub>2</sub> durant la seconde campagne. Sur le mois de mesure, les concentrations sur tous les sites sont comprises entre 29 et 52 µg/m<sup>3</sup>, avec une amplitude des concentrations faible pour la période 1 et un peu plus élevée pour la période 2. Les résultats montrent une absence d'influence des émissions de NO<sub>2</sub> dues au trafic ferroviaire et, pour les sites installés à l'intérieur de la salle des guichets, des concentrations homogènes et inférieures à celles relevées aux abords de la place. Les variations de niveaux observées entre l'intérieur du hall et les abords de la gare semblent principalement dues au trafic routier.

Les niveaux de **benzène** sont globalement du même ordre de grandeur que ceux rencontrés en période hivernale en milieu urbain. Comme pour le dioxyde d'azote, les concentrations ont été plus élevées lors de la seconde phase de mesures. Sur l'ensemble de la période de mesure, la concentration maximale est observée sur le site situé à l'entrée du hall de gare, la plus faible au niveau du passage souterrain. Pour les sites installés à l'intérieur du hall de gare (3, 4, 5, 6, 7), on observe une influence de la circulation automobile et une diminution des concentrations au fur et à mesure de l'éloignement de l'entrée. Cette décroissance des concentrations se poursuit sur les quais. Aucune influence du trafic ferroviaire n'a été constatée.

**Tableau 25 : Concentrations en NO<sub>2</sub> et BTX dans la gare d'Arras (µg/m<sup>3</sup>)**

Site	NO <sub>2</sub>		Benzène		Toluène		Xylènes	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Site 1 Entrée de la gare	39	41	-	2,6	-	7,6	-	8,1
Site 2 Entrée de la gare	41	42	2,1	2,4	5,5	7,4	5,6	7,7
Site 3 Entrée du hall de gare	34	35	2,7	3,0	37,6	28,8	7,5	9,4
Site 4 Intérieur du hall	34	36	2,7	2,8	40,3	31,4	7,1	8,4
Site 5 Intérieur du hall	29	32	1,9	2,4	16,1	15,3	8,5	11,1
Site 6 Intérieur du hall	34	36	2,6	2,9	29,8	24,9	6,9	8,9
Site 7 Intérieur du hall	35	52	2,3	2,6	33,1	23,7	7,0	8,5
Site 8 Quai 3	34	36	2,2	2,5	5,0	6,8	5,2	7,2
Site 9 Quai 5	37	37	2,4	2,9	5,9	8,2	6,0	8,6
Site 10 Passage souterrain	35	-	1,9	2,1	4,7	6,4	5,0	6,9
Extérieur	41	48	2,0	2,5	4,7	6,6	4,8	6,9

Pour les poussières, les concentrations en **PM<sub>10</sub>** mesurées à l'intérieur du hall de la gare sont modérées (moyenne = 35 µg/m<sup>3</sup>) mais supérieures à celles mesurées en deux points extérieurs (25 et 19 µg/m<sup>3</sup>), et avec des profils horaires bien homogènes. Leur présence n'est pas liée directement aux activités ferroviaires mais provient de l'air ambiant extérieur et du réenvol des particules engendré par le mouvement des passagers.

En conclusion, les résultats indiquent qu'à l'intérieur de la gare les niveaux de pollution (gaz et poussières) ne semblent pas influencés par une pollution d'origine ferroviaire, alors qu'au contraire la circulation automobile de proximité influence la qualité de l'air intérieur.

### 3.3.3.4 Gares de l'Est et Saint-Lazare à Paris (2003)

En 2001, l'association Airparif<sup>57</sup> a réalisé une campagne de mesures de la qualité de l'air dans le quartier de la **gare de l'Est** à Paris, les mouvements quotidiens de locomotives Diesel étant suspectés d'entraîner une surexposition, en particulier aux oxydes d'azote et particules fines (Airparif, 2003). Des mesures analogues ont été réalisées à la **gare St Lazare** utilisée comme gare de référence (trafic ferroviaire analogue mais pas de locomotives diesel). Pendant 6 semaines, une trentaine de sites ont fait l'objet de mesures par des préleveurs passifs (exposés durant 15 jours) et par des analyseurs automatiques permettant le suivi en temps réel des niveaux de pollution). Ils ont été installés à l'intérieur et dans l'entourage plus ou moins immédiat de la gare. Les polluants suivis sont : **NO<sub>x</sub>**, **CO**, **SO<sub>2</sub>**, **PM<sub>10</sub>** et **PM<sub>2.5</sub>**, **hydrocarbures aromatiques monocycliques** (dont le benzène), **aldéhydes**, **carbone suie** et **carbone organique**.

Les résultats ont montré que les concentrations en **benzène** sont comparables à l'intérieur de la gare de l'Est et dans l'agglomération parisienne. En revanche, les niveaux des **NO<sub>x</sub>**, du **CO** et des **particules fines** dans l'enceinte de la gare de l'Est sont supérieurs en moyenne de 20 % à l'ambiance de fond dans Paris, indiquant une accumulation des émissions du trafic ferroviaire diesel. Des bouffées brèves, intenses et très localisées d'oxydes d'azote ont été mises en évidence à l'intérieur de la gare, avec des teneurs 5 fois plus élevées que celles relevées au même moment sur la station de référence.

A l'issue de ces travaux, selon la SNCF, le mode d'exploitation des locomotives Diesel a été modifié afin de réduire au minimum le temps de chauffe en gare de l'Est avant leur départ. Une remotorisation a été engagée.

### 3.3.3.5 Gare de Rouen (2004)

Au cours de l'hiver 2004, l'association Air Normand a réalisé une campagne de mesures sur le **quai central** de la gare SNCF de Rouen<sup>58</sup> afin d'évaluer les concentrations en **NO<sub>2</sub>**, **PM<sub>10</sub>**, **métaux** particuliers et **HAP** (Air Normand, 2004). Des mesures en continu de NO<sub>2</sub> et de poussières ont été effectuées par des analyseurs automatiques ; des prélèvements complémentaires ont été destinés à la mesure des métaux (4 prélèvements journaliers de PM<sub>10</sub> sur filtres en fibres de quartz pour la mesure d'arsenic, nickel, cadmium, plomb, fer, chrome et manganèse) et de 12 HAP (4 prélèvements journaliers de PM<sub>10</sub> sur filtres en fibres de quartz et mousses polyuréthane).

Les résultats indiquent des concentrations élevées sur le quai central en liaison avec le trafic ferroviaire Diesel pour le NO<sub>2</sub>, les PM<sub>10</sub>, les HAP, et dans une moindre mesure pour certains métaux. Les concentrations en NO<sub>2</sub> sur le quai de la gare (81 µg/m<sup>3</sup>) sont deux fois plus élevées que celles observées sur une station urbaine de fond de Rouen (41 µg/m<sup>3</sup>) et supérieures à celles d'une station de proximité du trafic automobile (60 µg/m<sup>3</sup>). Par rapport aux premières mesures effectuées en 2001, on note toutefois une diminution de 24 % des concentrations en NO<sub>2</sub> sur le quai, avec une moyenne passant de 106 à 81 µg/m<sup>3</sup>.

---

<sup>57</sup> En collaboration avec le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) et le laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCPP).

<sup>58</sup> Une première étude en 2001 en plusieurs points de la gare avait mis en évidence des concentrations élevées de NO<sub>2</sub> et de PM<sub>10</sub> en relation avec le trafic ferroviaire Diesel en particulier au niveau des quais.

Les teneurs en **PM<sub>10</sub>** sur le quai central ( $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont 1,3 à 1,7 fois plus élevées que sur les stations de mesure de la ville de Rouen ( $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en proximité automobile et  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en station de fond). Comme pour le **NO<sub>2</sub>**, on note toutefois également une diminution des concentrations moyennes en **PM<sub>10</sub>** entre 2001 et 2004 sur les quais (*46 versus*  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Les mesures de **HAP** totaux à l'intérieur de la gare (environ  $3,5 \text{ ng}/\text{m}^3$  exprimés en équivalent B(a)P) sont plus élevées que celles rapportées sur des sites de proximité automobile ou industrielle.

### 3.3.3.6 Gares de Lille Europe et Lille Flandres (2005-2006)

La Fédération Régionale pour la surveillance de la qualité de l'air en Nord Pas-de-Calais (Atmo Nord-Pas de Calais) s'est associée à la SNCF pour effectuer des mesures à l'intérieur et à proximité des gares de Lille (Europe et Flandres) du 16 novembre 2005 au 11 janvier 2006 (AtmoNPC, 2006). En l'absence supposée de mouvements de locomotives diesel, la gare de Lille Europe constitue une référence qui permet d'effectuer une comparaison entre une gare avec une activité mixte électrique-diesel et une gare avec une activité électrique.

Le **SO<sub>2</sub>**, les **NO<sub>x</sub>**, les **poussières** en suspension, le **CO**, les **métaux** (plomb, cadmium, arsenic, nickel, fer, cuivre, chrome, manganèse), les **HAP** ont été mesurés à l'aide d'analyseurs automatiques installés sur les quais des deux gares (17 analyseurs actifs au total). Un capteur a également mesuré en continu durant 7 jours (acquisition de données quart horaires) les niveaux de **PM<sub>10</sub>** dans le hall de chacune des deux gares et sur un quai souterrain de la gare de Lille Europe. A l'extérieur, une station mobile a complété le dispositif de mesure. En complément, une trentaine d'échantillonneurs passifs ont été installés dans les gares et à l'extérieur pour enregistrer les concentrations de **NO<sub>2</sub>**, de **BTEX** et d'**aldéhydes**. Ils se répartissent entre Lille Flandres (19 sites dont 9 à proximité des quais, 5 dans le hall et 5 à l'extérieur) et Lille Europe (10 sites dont 3 à proximité des quais, 3 dans le hall et 4 à l'extérieur). Pour compléter ce dispositif, les données de deux stations fixes de la ville de Lille (station urbaine et station de trafic) ont été recueillies afin de les comparer aux données recueillies sur et autour des gares.

L'évolution des concentrations des polluants dans les gares suit la même tendance que celles enregistrées sur les stations urbaines. On observe néanmoins que les concentrations dans le quartier des gares sont, pour la plupart, inférieures à celles relevées par la station de proximité au trafic (**NO<sub>x</sub>**, **CO**, **BTEX**) et supérieures à celles de la station de fond (**NO<sub>x</sub>**, **CO**, **BTEX**, **SO<sub>2</sub>** et **PM<sub>10</sub>**). Le quartier de la gare subit en majeure partie la pollution liée à l'activité automobile (**CO**, **NO** et benzène).

Les concentrations de **CO** et **benzène** sur le parvis de la gare sont plus importantes que celles relevées à l'intérieur. Les résultats montrent, outre l'influence du trafic automobile, également l'impact des activités ferroviaires, et plus particulièrement l'influence de la circulation d'engins diesel et de la chaufferie centrale de la gare à Lille Flandres. Les analyses de composition chimique des poussières indiquent la présence de **métaux** (cuivre, chrome et fer principalement) et de **HAP** en plus grande quantité sur le quai de Lille Europe, induits par le freinage et la remise en suspension à chaque passage de trains. D'autre part, les mesures effectuées dans le hall de la gare de Lille Flandres ont révélé des taux de poussières 2 fois supérieurs à ceux mesurés sur les quais et en air ambiant, cette différence étant attribuée aux travaux de modernisation effectués dans station de métro Gare Lille Flandres. Pour confirmer cette hypothèse, de nouvelles mesures de poussières en suspension dans le hall de la gare pourraient être envisagées à l'issue des travaux (fin 2007). A l'exception des poussières dans le hall de la gare de Lille Flandres, les niveaux mesurés lors de cette étude sont comparables à ceux rapportés dans d'autres gares françaises.

### 3.3.4 Pollution particulaire dans les wagons fumeurs et non-fumeurs d'un TGV

L'équipe du LEPTAB (Université de la Rochelle) a réalisé une étude visant à évaluer la **pollution particulaire** dans les wagons **fumeurs et non-fumeurs d'un TGV** durant un voyage (Abadie, 2004). Les résultats de ces mesures ont ensuite été utilisés pour alimenter un modèle de prédiction des concentrations en particules dans les wagons.

Les mesures ont été réalisées dans le compartiment supérieur d'un wagon TGV. Afin de caractériser au mieux l'exposition à la fumée de cigarettes, les teneurs en particules ont été mesurées à l'aide d'un compteur à particules (de type GRIMM G1. 108) permettant d'estimer les concentrations massiques des différentes fractions particulaires comprises entre 0,3 et 10  $\mu\text{m}$ . Dans le wagon fumeurs, les particules les plus nombreuses sont comprises dans une fourchette de taille comprises entre 0,3 et 0,4  $\mu\text{m}$  ; les particules de diamètre supérieur à 0,65  $\mu\text{m}$  sont en quantité négligeable. Au cours du voyage, les concentrations particulaires associées aux 3 fractions suivantes (0,3-0,4  $\mu\text{m}$  ; 0,4-0,5  $\mu\text{m}$  et 0,5-0,65  $\mu\text{m}$ ) évoluent de manière parallèle ; elles augmentent et diminuent aux mêmes moments. Plus la fraction particulaire est petite, plus les concentrations massiques associées sont élevées. Dans le compartiment non fumeur (situé à distance du wagon fumeur pour éviter toute interférence), les concentrations particulaires sont environ 100 fois moins élevées que dans le compartiment fumeur.

### 3.3.5 Parcs de stationnement automobile

#### 3.3.5.1 *Parking du Conseil Général de la Cote d'Or (2001)*

En 2001, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne a réalisé pour le compte du Conseil Général de la Cote d'Or une campagne de la qualité de l'air dans son parking privé avant la mise en œuvre d'une tranche de travaux (Atmosf'air, 2002). Le parking du Conseil Général est constitué des deux étages supérieurs du parking souterrain Trémouille dont les trois étages inférieurs sont ouverts au public. Les polluants mesurés sont le **CO**, les **NO<sub>x</sub>** et les **particules** (fumées noires). Un point de mesure a été retenu sur chacun des **deux étages du parking** du Conseil Général.

L'indice des **fumées noires** ne représente que partiellement la concentration des particules en suspension dans l'air. L'analyse des valeurs extrêmes sur les deux niveaux supérieurs du parking indique que des minima faibles sont observés les dimanches et jours fériés où l'activité des deux niveaux supérieurs est nulle (celle des trois niveaux inférieurs est faible). Des maxima sont observés les jours ouvrés avec des concentrations allant de 75 à 244  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le niveau -2 semble pollué de manière plus homogène que le -1 (l'amplitude des résultats en semaine est plus faible). L'entrée du parking sur le niveau -1 permet parfois une amélioration de la situation par une meilleure aération.

Au niveau -1, on observe pour le **CO** des dépassements de la valeur de 10  $\text{mg}/\text{m}^3$  sur 8 heures la quasi totalité des jours ouvrés ; au niveau -2, des dépassements sont observés tous les jours. La valeur de 30  $\text{mg}/\text{m}^3$  sur 1 heure est également dépassée à plusieurs reprises sur les deux niveaux (avec toutefois une plus forte fréquence au niveau -2).

### 3.3.5.2 Parking souterrain à Angers (2002)

En juin 2002, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Pays de Loire (Air Pays de Loire) a réalisé une campagne de mesures de la qualité de l'air dans un parking souterrain du centre ville d'Angers (Atmo Pays de Loire, 2003). Des mesures en continu de **CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub>**, avec enregistrement des données tous les quarts d'heure, ont été réalisées au **niveau -1 du parking** à l'aide de 2 analyseurs placés à 2 mètres de la sortie payante et à 5 mètres de l'entrée. Le parking étudié disposant de ses propres détecteurs permanents (CO, NO<sub>x</sub>) sur l'ensemble de ces 3 niveaux de stationnement au niveau des plafonds au milieu des allées de circulation, les résultats fournis par ces détecteurs ont été recueillis durant la période d'étude afin de les comparer aux résultats d'Air Pays de la Loire au niveau -1.

On observe une bonne cohérence entre les concentrations en **NO<sub>x</sub>** et **CO** enregistrées par Air Pays de Loire et celles mesurées par les détecteurs permanents du parking. Les polluants considérés présentent des variations temporelles très similaires, avec un cycle journalier très marqué à mettre en relation avec l'évolution de la fréquence du parking au cours de la journée. En raison de la baisse de la fréquentation du parking le dimanche, les teneurs dominicales sont nettement plus faibles que les autres jours (Tableau 26). Les niveaux mesurés dans le parking souterrain d'Angers sont du même ordre de grandeur que ceux enregistrés dans d'autres parcs de stationnement français ; ils sont nettement supérieurs à ceux observés dans l'air ambiant sur des sites de proximité.

**Tableau 26 : Concentrations moyennes (µg/m<sup>3</sup>) dans un parking souterrain d'Angers**

Site et période de mesures		CO	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>
Parking	Jours ouvrés	17 719	68	863	203	100
	Dimanche	5 372	19	155	86	31
	Semaine entière	15 969	60	768	187	92
Air ambiant	Site de proximité au trafic	541	3	37	40	-
	Site urbain de fond	-	1	2	17	17

### 3.3.5.3 Parking souterrain à La Rochelle (2002)

En décembre 2002, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Poitou-Charentes (Atmo Poitou-Charentes) a réalisé une étude de la qualité de l'air dans un parking souterrain de La Rochelle (Atmo Poitou-Charentes, 2003). Des tubes passifs pour la mesure du **benzène** et du **NO<sub>2</sub>** ont été répartis sur les **3 étages du parking** afin d'évaluer la répartition spatiale de la pollution. Au premier sous-sol (-1), les échantillonneurs pour la mesure du NO<sub>2</sub> (sur 14 jours) et du benzène (sur 7 jours) ont été répartis respectivement en 22 et 9 points ; pour les niveaux -2 et -3, 6 sites ont été retenus pour chaque étage et chaque polluant. De plus, une surveillance en continu a également été réalisée pendant 15 jours afin de suivre les variations de la pollution par les **NO<sub>x</sub>**, les **PM<sub>10</sub>** et le **CO** dans le parking au niveau -1.

On observe une forte corrélation entre les teneurs en **NO<sub>x</sub>**, **poussières** et **CO** dans le parking et la circulation dans celui-ci ; ces différents polluants présentent une évolution journalière et hebdomadaire similaire. Les niveaux de pollution à l'intérieur du parking sont plus élevés que ceux enregistrés à l'extérieur, mais il existe néanmoins une forte corrélation entre les teneurs au premier sous-sol et à l'extérieur. Par exemple, selon les étages, les concentrations moyennes en

NO<sub>2</sub> dans le parking varient de 25 à 91 µg/m<sup>3</sup> alors que sur la place extérieure voisine, pour la même période, la concentration moyenne est de 21 µg/m<sup>3</sup>. De même, les concentrations moyennes en **benzène** dans le parking sont 2 à 8 fois plus élevées qu'à l'extérieur (de 11 à 32 µg/m<sup>3</sup> dans la parking contre 4,3 µg/m<sup>3</sup> à l'extérieur). Les indicateurs de la pollution automobile (NO<sub>2</sub> et benzène) présentent globalement des concentrations nettement plus élevées dans le parking qu'à l'extérieur, du fait de moins bonnes conditions de dispersion. On observe toutefois des différences de pollution entre les 3 niveaux de parking ; plus l'on descend et plus les niveaux de pollution ont tendance à diminuer. Ceci pourrait s'expliquer selon les auteurs par une plus faible fréquentation dans les étages inférieurs. L'analyse spatiale du NO<sub>2</sub> au premier sous-sol indique une certaine hétérogénéité avec des zones plus ou moins polluées. Une tendance à une même répartition spatiale est décrite pour les étages inférieurs.

A signaler par ailleurs qu'un rapport de l'association Atmo Poitou-Charentes sur la qualité de l'air à l'intérieur d'un parking à Poitiers est en cours de validation. Cette nouvelle étude vise, outre à mieux connaître et cartographier la répartition spatiale de la pollution, à évaluer l'efficacité des ventilations mécanisées.

### 3.3.5.4 Parking aérien à Nantes (2003)

En 2003, Air Pays de Loire a réalisé une seconde enquête dans un parking situé dans le centre ville de Nantes (Atmo Pays de Loire, 2004). Cette campagne de mesure a été réalisée selon un protocole identique à celui mis en place lors de ses travaux précédents à Angers (**benzène**, **NO<sub>x</sub>**, **PM<sub>10</sub>** et **CO**). La principale différence entre les deux études réside dans le type de parking considéré : alors qu'à Angers le parc de stationnement étudié était souterrain, le parking de Nantes est un **parking aérien** et **couvert**. Les analyseurs ont été placés du 13 octobre au 3 décembre au niveau 3 du parking à 7 mètres de la sortie centrale.

Par comparaison aux mesures réalisées dans le parking souterrain d'Angers, les niveaux moyens enregistrés dans le parking couvert de Nantes sont 2 à 5 fois plus faibles selon les polluants considérés. Cette différence est moins nette pour les niveaux de pointe. La fréquentation plus élevée du parking d'Angers et surtout une configuration moins aérée peuvent expliquer la supériorité des teneurs mesurées dans le parking angevin. En revanche, on observe, comme à Angers, des profils journaliers similaires pour l'ensemble des polluants, avec une influence très marquée de la fréquentation du parking.

Les concentrations dans le parking aérien restent cependant systématiquement supérieures à celles mesurées dans l'air ambiant sur les stations de fond et les stations de proximité au trafic routier (Tableau 27).

**Tableau 27 : Concentrations atmosphériques moyennes (µg/m<sup>3</sup>) dans un parking couvert aérien à Nantes**

Site et période de mesures		CO	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>
Parking	Semaine entière	6 231	13	312	96	47
Air ambiant	Site de proximité au trafic	904	-	61	44	25
	Site urbain de fond	-	1	9	30	17

### 3.4 AUTRES ETABLISSEMENTS RECEVANT DU PUBLIC

#### 3.4.1 Espaces de sports et loisirs

##### 3.4.1.1 Piscines de la Ville de Paris (2003)

En 2003, des travaux du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) ont permis de mesurer les concentrations en **chloramines** (mono-, di- et trichloroamine) dans l'air de **30 piscines parisiennes** et d'évaluer l'influence des principaux facteurs liés à la gestion des bâtiments (Person, 2005). Toutes les piscines investiguées étaient traitées par chloration et ventilées mécaniquement. En fonction du nombre de bassins, deux à trois points de prélèvement ont été retenus dans chaque établissement. Les mesurages ont été effectués en continu pendant 2 heures durant les heures d'ouverture. Les résultats indiquent des teneurs dans l'air en chloramines comprises entre 83 et 660  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (médiane = 229  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pour une même piscine, ils montrent des variations spatiales des concentrations (selon la position des préleveurs par rapport aux bassins) liées notamment à l'hétérogénéité des émissions de chloramines à partir des eaux selon l'activité dans les bassins. Par ailleurs, une campagne spécifique basée sur des mesures répétées tout au long d'une journée dans un établissement a montré des variations des concentrations au cours de la journée ; ces variations temporelles semblent indépendantes des concentrations en chlore retrouvées dans les bassins (qui sont relativement constantes dans le temps). Les teneurs dans l'air les plus faibles sont retrouvées le matin avant l'ouverture au public ; elles augmentent ensuite au fur et à mesure de la journée en lien avec l'intensité des activités aquatiques.

##### 3.4.1.2 Gymnases de la Ville de Paris (2004)

Entre juin 2002 et décembre 2003, le LHVP a réalisé une étude dans **13 gymnases parisiens** avec pour objectif principal l'analyse du transfert de l'extérieur vers l'intérieur des polluants caractéristiques de la pollution atmosphérique urbaine extérieure<sup>59</sup> (Le Moullec, 2004). L'échantillon des 13 gymnases a été tiré au sort sur l'ensemble des 112 établissements de la ville de Paris ; selon les auteurs, cet échantillon est représentatif de ce type d'établissement à Paris, notamment en termes d'exposition du bâtiment à la pollution automobile.

Dans chaque gymnase, une campagne de mesures d'une durée de 7 jours a été mise en œuvre, avec un point en extérieur (pour les prélèvements actifs automatiques) et un point en intérieur. Lorsque le gymnase possédait plusieurs salles, des capteurs passifs ont été placés dans chacune d'elles ; si le bâtiment ne possédait qu'une salle, les prélèvements automatiques étaient reproduits en un 2<sup>ème</sup> point. Des analyseurs automatiques ont permis la mesure du **CO**, des **NO<sub>x</sub>**, de l'**ozone** (dans 6 gymnases uniquement) et des **particules** (PM<sub>10</sub> et/ou PM<sub>2,5</sub>) en continu avec enregistrement quart horaire des données ; les **BTX** et les **aldéhydes** ont été mesurés à l'aide de tubes passifs de type Radiello exposés pendant 6 jours pour les BTX et 2 fois 3 jours pour les aldéhydes.

---

59 A noter qu'une première étude spécifique aux gymnases avait été conduite en 1999 à Notre Dame de Gravenchon (76) par l'Association locale pour la surveillance de la qualité de l'air (Air Normand) dans un gymnase de la ville situé en proximité d'une zone industrielle dense où des pics de SO<sub>2</sub> étaient souvent mesurés. L'étude avait pour objectif spécifique de décrire l'influence de la qualité de l'air extérieur sur la qualité de l'air dans le gymnase et de proposer une conduite à tenir en cas de pic de pollution extérieure (Air Normand, 2000).

Les résultats montrent que l'impact de la qualité de l'air ambiant sur les concentrations intérieures dans les gymnases est clair pour le **NO** ; la contribution des émissions liées au trafic routier apparaît ainsi évidente. Les médianes des concentrations intérieures sont plus faibles que les médianes des concentrations extérieures mais elles restent globalement du même ordre de grandeur. Pour le **NO<sub>2</sub>**, la qualité de l'air extérieur, et notamment la proximité automobile, ont également une influence directe sur les concentrations intérieures, qui globalement sont également tout de même du même ordre de grandeur que les concentrations extérieures (moyenne des concentrations intérieures horaires = 53 µg/m<sup>3</sup>) (Tableau 28). Pendant toute la durée des campagnes, aucun dépassement du seuil horaire de 200 µg/m<sup>3</sup> n'a été observé dans les gymnases. Pour l'**ozone**, les concentrations intérieures horaires sont faibles ; les courbes d'évolution des concentrations horaires dans les gymnases suivent sensiblement celles décrites dans l'air ambiant (mais avec un fort abattement et un décalage de plusieurs heures). Pour le **CO**, les concentrations intérieures horaires sont globalement du même ordre de grandeur que celles mesurées en extérieur. Dans certains gymnases, on observe des concentrations horaires relativement élevées, directement attribuables à la forte circulation automobile, mais les valeurs guides de la qualité de l'air proposées par l'OMS pour des expositions de 1 heure et 8 heures ne sont jamais dépassées. Pour les **poussières**, les concentrations intérieures horaires (moyenne = 28,5 µg/m<sup>3</sup> et 13,8 µg/m<sup>3</sup> respectivement pour les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>) sont globalement relativement voisines des concentrations extérieures mesurées simultanément et des valeurs du fond urbain parisien. Il ne semble pas y avoir pour les gymnases étudiés, de pollution particulaire particulière. Pour les **COV** (Tableau 28), à l'exception d'un gymnase, les concentrations intérieures sont systématiquement supérieures à celles mesurées en extérieur, tout en restant sensiblement du même ordre de grandeur. Au regard du rapport des concentrations intérieures toluène/benzène, les concentrations intérieures en COV semblent principalement gouvernées par la pollution atmosphérique extérieure. Pour les **aldéhydes**, la différence entre les concentrations extérieures et intérieures est plus nette que pour les HAM, les teneurs intérieures étant plus élevées, ce qui confirme la présence de sources intérieures, et la part contributive moindre de la pollution extérieure.

**Tableau 28 : Concentrations moyennes (µg/m<sup>3</sup>) en NO<sub>2</sub>, poussières, aldéhydes et COV dans les gymnases parisiens**

Substance		Concentration moyenne
NO <sub>2</sub>		53
PM <sub>10</sub>		25,8
PM <sub>2,5</sub>		13,8
COV	Benzène	2,3
	Toluène	14,8
	Éthylbenzène	2,2
	Xylènes	9,0
	1,24-triméthylbenzène	2,2
Aldéhydes	Formaldéhyde	10,3
	Acétaldéhyde	4,5

En conclusion, la qualité de l'air intérieur dans les gymnases parisiens semble principalement dépendante de la qualité de l'air extérieur. Certaines activités spécifiques (utilisation de poudre de magnésie par exemple) ou sources intérieures peuvent avoir une influence directe sur les concentrations intérieures en PM<sub>10</sub> ou COV et aldéhydes, mais au regard du rapport surfaces émettrices/volume du bâtiment, les émissions associées sembleraient moins contributives aux niveaux intérieurs qu'elles peuvent l'être dans les logements, les écoles ou les bureaux.

## 3.4.2 Autres lieux de vie

### 3.4.2.1 Zone commerciale de l'agglomération Troyenne (2004)

En 2004, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Champagne-Ardenne a réalisé une campagne de mesures dans la **galerie marchande** d'une zone commerciale du 16 juin au 8 juillet, incluant une période de forte fréquentation de soldes (Atmo Champagne-Ardenne, 2004). Les prélèvements réalisés à l'intérieur de la galerie ont été comparés aux niveaux relevés à l'extérieur pour différents polluants : **NO<sub>x</sub>**, **PM<sub>10</sub>**, **CO**, une trentaine de **COV** (dont les BTEX<sup>60</sup>) et plusieurs **aldéhydes** (valéraldéhyde, isovaléraldéhyde, benzaldéhyde, butyraldéhyde, propionaldéhyde, acétaldéhyde, formaldéhyde).

Les COV ont été prélevés sur 24 heures à l'aide de canisters<sup>61</sup> puis mesurés après désorption thermique par CPG avec détection FID ; les BTEX et aldéhydes ont été mesurés par échantillonnage passif (tubes de type Radiello) sur une ou deux semaines puis analysés par CPG-FID (BTEX) ou HPLC avec détection UV (aldéhydes). Une baie d'analyse a permis de mesurer en continu (avec des résultats tous les quarts d'heure) à l'intérieur de la galerie commerciale le NO, le NO<sub>2</sub>, le CO et les PM<sub>10</sub>. Les prélèvements ont été effectués dans une zone non fumeur ; les commerces à proximité des échantillons sont des magasins de vêtements (pas de parfumeries ni de commerces de cosmétiques).

Les résultats indiquent que les concentrations journalières du **NO<sub>2</sub>** à l'intérieur de la galerie sont inférieures à celles mesurées à l'extérieur (Tableau 29) mais elles suivent la même évolution. Les maxima sont observés les samedis et mercredis, jours de fortes affluences (influence du trafic routier). Les résultats sont différents pour les **PM<sub>10</sub>** puisque l'on observe dans ce cas des profils de concentrations journalières différents entre l'intérieur et l'extérieur, les mesures dans la galerie montrant beaucoup plus de variations. Les teneurs intérieures sont plus élevées durant les heures d'ouverture de la galerie, ce qui pourrait correspondre à la remise en suspension des poussières due au passage des piétons dans la galerie. Pour le **CO**, les concentrations journalières sont faibles, relativement stables et similaires à l'intérieur comme à l'extérieur.

**Tableau 29 : Concentrations en NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> et CO dans une galerie commerciale à Troyes**

Substance	Site	Moyenne	Maximum horaire	Maximum journalier
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Galerie marchande	8	19	12
	Extérieur	12	53	24
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Galerie marchande	19	86	34
	Extérieur	17	42	23
CO (mg/m <sup>3</sup> )	Galerie marchande	0,2	0,38	0,28
	Extérieur	0,22	0,74	0,33

<sup>60</sup> Les autres COV recherchés sont : triméthylbenzène, octane, n-heptane, i-octane, n-hexane, 1-héxène, isoprène, cis-2-pentène, 1-pentène, trans-2-pentène, 1,3-butadiène, n-pentane, i-pentane, cis-2-butène, 1-butène, trans-2-butène, acétylène, n-butane, i-butane, propène, propane, éthylène, ethane.

<sup>61</sup> Récipient d'une capacité de 6 litres, sous vide, permettant un prélèvement par ouverture réglée d'une vanne.

Pour les **BTX**, si les teneurs en benzène sont sensiblement identiques à l'intérieur et à l'extérieur, les teneurs en toluène et xylènes sont supérieures à l'intérieur, ce qui peut s'expliquer par la présence de sources locales d'émission, qu'elles soient ponctuelles (solvants utilisés pour le nettoyage) ou continues (peintures, vernis). Pour les **COV** totaux, les teneurs journalières en milieu intérieur sont plus importantes et beaucoup plus variables qu'à l'extérieur et ne suivent pas la même tendance. Ces différences sont dues à la prépondérance à l'intérieur de 3 composés : propane, iso-butane et n-butane (et dans une moindre mesure toluène et m-p-xylènes). Le propane et le butane sont 10 à 30 fois plus abondants à l'intérieur, indiquant une source locale qui pourrait être les gaz propulseurs des aérosols utilisés dans les produits d'entretien. Pour les autres composés, les teneurs intérieures sont dans l'ensemble légèrement plus élevées qu'à l'extérieur.

Les teneurs en **aldéhydes** sont relativement stables d'un jour à l'autre, dans la galerie commerciale comme à l'extérieur ; les teneurs intérieures sont toujours supérieures à celles de l'air extérieur. Par exemple, la teneur moyenne en formaldéhyde ( $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est 17 fois plus élevée qu'à l'extérieur (rapport de 10 environ pour le valéraldéhyde et de 5 pour le propionaldéhyde et le butyraldéhyde).

En conclusion, cette étude montre qu'il n'y a pas d'accumulation des polluants issus des émissions urbaines extérieures (trafic routier) dans la galerie commerciale (bonne ventilation). Cependant, les fortes teneurs de certains COV confirment la présence de sources d'émission à l'intérieur de la galerie. Selon les auteurs, ces niveaux ne sont pas spécifiques à l'activité d'une galerie marchande car ils sont retrouvés dans d'autres types d'environnements intérieurs.

#### 3.4.2.2 *Bibliothèque universitaire à Strasbourg (2006)*

Suite à des mesures internes qui avaient révélé des taux élevés de formaldéhyde dans sa **bibliothèque** ( $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 2 jours), l'INSA de Strasbourg a sollicité l'association de surveillance de la qualité de l'air en alsace pour mettre en œuvre un suivi de la qualité de l'air intérieur dans sa bibliothèque avec des campagnes de mesures estivale et hivernale focalisées sur les **aldéhydes** (formaldéhyde et acétaldéhyde en particulier) et certains **COV** (ASPA, 2006). Les résultats présentés ici concernent les campagnes qui se sont déroulées du 27 au 29 mars 2006 et du 14 au 16 juin 2006, correspondant à une période de 2 jours au cours de laquelle 3 points de mesures ont été instrumentés par des tubes passifs à diffusion. Les 3 points d'échantillonnage étaient situés à l'entrée de la bibliothèque (réception), à l'opposé des rayonnages (à proximité des **tables de lecture**) et du côté des **rayonnages**. Sept aldéhydes ont été tracés : formaldéhyde, acétaldéhyde, propionaldéhyde, butyraldéhyde, benzaldéhyde, isovaléraldéhyde et valéraldéhyde. Les niveaux moyens en formaldéhyde sont plus dispersés et plus élevés en période estivale ( $88$  à  $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) qu'en hiver ( $68$  à  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La valeur de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a été dépassée l'été à l'entrée de la bibliothèque et près des tables de lecture. Pour le butyraldéhyde, l'acétaldéhyde et le propionaldéhyde, on retrouve également de plus fortes valeurs durant la campagne estivale (respectivement  $12$  *versus*  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $6$  *versus*  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et  $3$  *versus*  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Pour le benzaldéhyde, le valéraldéhyde et l'isovaléraldéhyde, les valeurs sont proches des limites analytiques.

### 3.4.3 Etudes relatives à plusieurs types de locaux

#### 3.4.3.1 Analyse séquentielle du NO<sub>2</sub> dans l'habitat, les transports et les autres milieux intérieurs à Lille (2002)

L'Ecole des Mines de Douai a développé des préleveurs passifs de NO<sub>2</sub> permettant un échantillonnage sur une courte période (1 heure) ; l'utilisation de ces dispositifs dans une série séquentielle de mesures de courtes durée a permis d'estimer l'exposition individuelle au NO<sub>2</sub> de 44 volontaires vivant à Lille en distinguant les teneurs rencontrées dans 4 quatre types de micro-environnements : domicile, autres milieux intérieurs, transports et extérieur (Piechocki-Minguy, 2006). Deux campagnes de mesures de 24 heures ont permis d'évaluer l'influence de ces différents environnements dans l'exposition personnelle au cours d'une journée de travail et d'un jour de week-end en hiver 2001 (n = 13) et durant l'été 2002 (n = 31). Malgré des teneurs dans les lieux de vie intérieurs modérées par rapport aux transports ou à l'extérieur (Tableau 30), la fréquentation des environnements intérieurs contribue pour une large part (78 %) à l'exposition individuelle en raison du temps passé dans chacun de ces lieux de vie. Les niveaux d'exposition sont plus élevés en hiver qu'en été.

**Tableau 30 : Concentrations médianes en NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) mesurées en hiver/été dans différents micro-environnements à Lille**

Site	Saison	Jour de semaine	Week-end
Domicile	Hiver	19 (11-38)	20 (10-60)
	Eté	11 (5-24)	13 (5-44)
Autres lieux intérieurs	Hiver	55 (19-86)	62 (31-229)
	Eté	29 (13-79)	38 (10-72)
Transports	Hiver	104 (71-159)	60 (31-77)
	Eté	64 (20-256)	40 (22-99)
Extérieur	Hiver	109 (59-191)	42 (11-103)
	Eté	36 (9-60)	26 (6-78)

Min-Max

Les teneurs en NO<sub>2</sub> dans les habitats sont plus faibles que celles rapportées dans les autres lieux de vie intérieurs ; il est toutefois important de souligner que les logements investigués (à part égale entre maisons individuelles et appartements) sont majoritairement localisés à l'extérieur de la ville alors que les « autres milieux intérieurs » incluent des types de bâtiments variés principalement situés en zone urbaine à proximité de sources de NO<sub>2</sub>.

Dans les différents moyens de transports, les teneurs les plus faibles aux plus élevées sont rapportées dans les trains, le tramway ou le métro, la bicyclette, la voiture ou la moto. Dans l'habitat, l'utilisation de chaudières ou gaz ou de gazinières est associée aux plus fortes teneurs.

#### 3.4.3.2 Lieux publics à Mulhouse (2005)

A la demande de l'agglomération mulhousienne, des campagnes de mesures de la qualité de l'air intérieur dans 30 lieux publics différents ont été menées par l'ASPA, entre février et avril 2005 ; 14 groupes scolaires, 4 crèches, 2 lieux culturels, 1 parking souterrain, 8 bureaux et un espace vert ont été investigués, représentant un total de 102 points de mesure (ASPA, 2005c).

Le **NO<sub>2</sub>**, les **COV** (dont les BTEX) et les **aldéhydes** ont été recherchés dans tous ces lieux, tandis que les **PM<sub>10</sub>**, les **métaux** lourds et les **HAP** ne l'ont été que dans le parking et l'espace vert. Pour chacun des lieux étudiés, selon les polluants considérés, les points de mesures étaient situés soit à l'intérieur exclusivement, soit à l'extérieur immédiat exclusivement<sup>62</sup>. Les prélèvements d'échantillons d'air ont été réalisés à l'aide de tubes passifs pour les oxydes d'azote, les COV (15 jours) et les aldéhydes (2 x 7 jours). Des prélèvements actifs de particules sur des filtres en fibres de quartz à l'aide de Digital DA80 ont été effectués quotidiennement pendant 15 jours. L'analyse des HAP et métaux a été réalisée sur ces mêmes filtres sur 2 jours seulement.

Pour les **BTEX**, les 30 sites ont été équipés de capteurs de mesure installés à l'extérieur et/ou à l'intérieur des bâtiments. Les concentrations intérieures en benzène ont varié entre 0,9 et 4,1 µg/m<sup>3</sup>, le maximum étant observé dans un bureau d'une mairie et la concentration moyenne s'élevant à 2,1 µg/m<sup>3</sup>. Quel que soit le site considéré, les concentrations intérieures sont inférieures aux teneurs extérieures. Les niveaux mesurés dans le parking sont beaucoup plus élevés que dans les autres locaux : les concentrations au rez-de-chaussée et au sous-sol du parking sont de 14 et 20 µg/m<sup>3</sup>. Pour le toluène, la concentration moyenne sur l'ensemble des points intérieurs s'élève à 13 µg/m<sup>3</sup> ; elle est supérieure à celle mesurée à l'extérieur. Les teneurs intérieures présentent une forte hétérogénéité avec des valeurs comprises entre 2,6 et 79,8 µg/m<sup>3</sup> selon les sites. Les teneurs dans le parking sont également élevées avec 77 µg/m<sup>3</sup> au rez-de-chaussée et 151 µg/m<sup>3</sup> au sous-sol. Les concentrations moyennes en xylènes (o-m-p) sont comprises entre 2,1 et 203 µg/m<sup>3</sup> tandis que celles en éthylbenzène ont varié entre 0,2 et 77 µg/m<sup>3</sup>, avec les valeurs les plus élevées rapportées dans le sous-sol du parking. Au sein d'un même établissement, les teneurs en benzène et toluène ne sont pas homogènes ; chaque mesure est donc spécifique et ne peut être généralisée à l'ensemble d'un bâtiment. Les résultats pour le benzène et le toluène suggèrent des sources très spécifiques et localisées dans un établissement, voire dans une pièce pour le toluène et un apport extérieur prépondérant pour le benzène.

Sur l'ensemble des sites, les concentrations intérieures moyennes en **formaldéhyde** ont varié entre 7 et 112 µg/m<sup>3</sup>, avec une teneur moyenne de 20 µg/m<sup>3</sup>. Près de la moitié des mesures se situent entre 10 et 20 µg/m<sup>3</sup>, et 90 % en dessous de 30 µg/m<sup>3</sup>. Les teneurs les plus élevées ont été mesurées dans la salle de sport d'une école primaire (112 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur 15 jours avec 106 µg/m<sup>3</sup> les 7 premiers jours puis 117 µg/m<sup>3</sup> la seconde semaine). Dans deux classes d'une même école maternelle, des teneurs de plus de 40 µg/m<sup>3</sup> ont été mesurées. De manière générale, on observe une faible dispersion des concentrations entre les différentes pièces d'un même établissement.

Pour les autres COV, les principaux composés retrouvés sont : 1-méthoxy-2-propanol, n-heptane, n-butyl-acétate, 2-méthoxyéthylacétate, 2-butoxyéthanol, alpha-pinène, 1,2,4-triméthylbenzène, n-décane, 1,4-dichlorobenzène, n-undécane, 1-éthoxy-2-propanol et dipropylène glycol méthyl éther.

Seul le site du parking a été instrumenté pour mesurer les teneurs « intérieures » en **NO<sub>2</sub>** ; au sol-sol et au rez-de-chaussée, les concentrations mesurées sont de 71 et 74 µg/m<sup>3</sup>. Les niveaux dans le parking sont corroborés par les concentrations importantes en COV monocycliques. La concentration moyenne en **PM<sub>10</sub>** sur 15 jours est de 181 µg/m<sup>3</sup> ; des variations journalières importantes sont observées avec des valeurs journalières comprises entre 25 et 696 µg/m<sup>3</sup>.

---

<sup>62</sup> L'objectif étant de comparer les lieux publics entre eux mais aussi de comparer avec les stations de mesures fixes.

### 3.4.3.3 Estimation de la charge fongique par dosage de l'ergostérol aéroporté dans différents sites

L'équipe du Laboratoire de microbiologie des environnements intérieurs du CSTB a réalisé une étude couplant un développement analytique en conditions expérimentales puis une application de terrain afin de mieux appréhender le niveau d'aérocontamination fongique des environnements intérieurs par dosage de l'**ergostérol** (Robine, 2006). La phase expérimentale initiale a consisté à adapter et tester une méthode d'évaluation de la biomasse fongique qui consiste à doser en chromatographie en phase liquide (HPLC) l'ergostérol<sup>63</sup>. Cette méthode permet de détecter et d'identifier la molécule d'ergostérol à une concentration de 40 ng/ml<sup>64</sup>.

La seconde phase d'étude visait à tester la faisabilité de cette méthode en conditions réelles et mesurer l'ergostérol dans l'air de 10 sites différents: un laboratoire (ventilation double flux avec filtration haute efficacité de l'air), un bureau paysager occupé (ventilation double flux), six logements et deux écoles. Les concentrations d'ergostérol mesurées lors de cette campagne ont atteint un maximum de 6,47 ng/m<sup>3</sup> à l'intérieur d'un logement (Figure 1). Trois situations d'aérobiocontamination sont observées :

- pour cinq sites (2 habitats, les 2 écoles et le bureau), les concentrations extérieures et intérieures ne sont pas significativement différentes. Les locaux évalués sont *a priori* exempts de sources endogènes fongiques. Les champignons microscopiques présents dans l'air intérieur sont principalement issus de l'extérieur. Le niveau de contamination atteint dans ces environnements est alors essentiellement le résultat de variations saisonnières, les concentrations fongiques extérieures les plus importantes étant relevées en été ;
- sur quatre sites (3 habitats et le laboratoire), on observe une teneur à l'intérieur plus faible qu'à l'extérieur (Figure 1). Dans ces locaux, il n'existe pas de source endogène. Le système de ventilation assure alors une réduction du transfert d'environ 50 % de la pollution fongique extérieure. Le laboratoire équipé d'un système de filtration spécifique (filtre très haute efficacité) limite totalement la pénétration de l'ensemble des contaminations fongiques ;
- dans le cas d'un logement, la concentration intérieure est 2 fois plus importante que le niveau de contamination extérieure, ce qui suggère l'existence d'une source dans le local (matériaux contaminés, plantes, contamination du système de ventilation...).

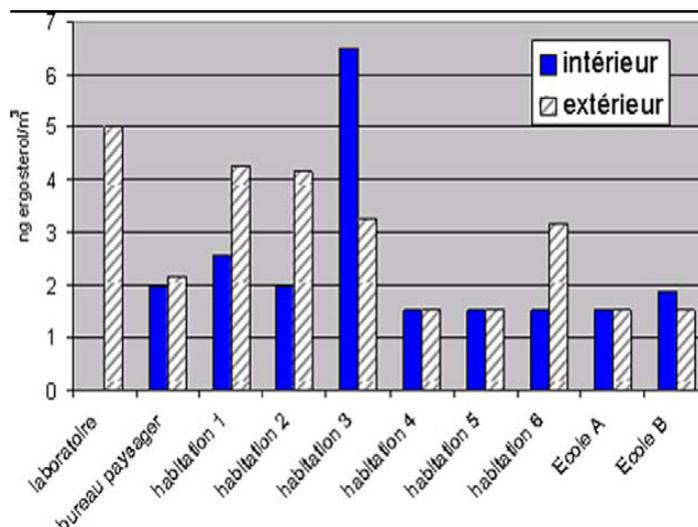
Ainsi, les principales situations de contamination intérieure ont été examinées. La mesure de l'ergostérol semble être une méthode robuste susceptible d'évaluer quantitativement la flore fongique aéroportée. Ces résultats ont montré que la méthode testée permettait d'appréhender les différentes situations d'expositions des occupants à une flore fongique aéroportée. En conclusion, ce travail a permis de mettre au point une métrologie (dosage de l'ergostérol et utilisation d'un appareil de collecte validé par ailleurs) capable d'estimer la globalité de la flore fongique aéroportée et de montrer que la mesure de l'ergostérol sur site permet d'appréhender les différentes situations d'expositions des occupants à une flore fongique aéroportée. L'utilisation de cette technique apparaît donc adaptée à une évaluation quantitative de l'exposition des personnes, mais elle doit cependant être appuyée par une approche qualitative.

---

<sup>63</sup> L'ergostérol est un constituant spécifique de la membrane cellulaire des champignons microscopiques. La mesure de l'ergostérol évalue près d'une semaine d'exposition cumulée.

<sup>64</sup> En utilisant conjointement ce dosage et un appareil de collecte à coupelle rotative, la mesure de la flore fongique globale est rendue possible avec une limite de quantification de 0,4 ng/m<sup>3</sup> soit une valeur théorique de 150 spores/m<sup>3</sup>.

**Figure 1 : Comparaison de la charge en ergostérol aéroporté dans l'air intérieur et extérieur de 10 sites**



## 4 ETUDES DE LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR REALISEES DANS UN CONTEXTE DE PLAINTES OU D'INTERVENTION

### 4.1 ETABLISSEMENTS SCOLAIRES OU DE GARDE D'ENFANTS

#### 4.1.1 Ecole primaire à Reims (2002)

Suite à des nuisances olfactives constatées au cours du 1<sup>er</sup> trimestre 2002 dans une école primaire à Reims, l'Association de surveillance de la qualité de l'air en Champagne-Ardenne a réalisé une campagne de mesures par échantillonnage passif comprenant 4 périodes d'échantillonnage d'une semaine entre le 15 mai et le 12 juin (Atmo Champagne-Ardenne, 2002). Les recherches étaient ciblées sur le **butanol**, le **perchloroéthylène** et le **styrène**, ces trois composés ayant été identifiés comme les principaux produits utilisés dans une entreprise de photogravure voisine de l'école. Quatre sites à l'extérieur des bâtiments de l'école, **deux sites intérieurs** (1 salle de classe au 2<sup>ème</sup> étage et 1 salle d'expression au 2<sup>ème</sup> étage) et un site « mixte » (préau) ont été retenus.

Les résultats à l'intérieur des bâtiments sont synthétisés dans le tableau suivant ; sont rapportées les concentrations minimale et maximale sur les 4 semaines consécutives de mesures et la moyenne mensuelle.

**Tableau 31 : Concentrations en perchloroéthylène, butanol et styrène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans une école primaire à Reims**

Site	Perchloroéthylène			Butanol			Styrène		
	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne	Min	Max	Moyenne
Salle de classe 2 <sup>ème</sup> étage	0,5	3,8	1,2	1,1	1,8	1,1	0,4	0,4	0,4
Salle d'expression 2 <sup>ème</sup> étage	0,5	2,0	2,2*	0,8	1,3	1,5**	0,3	0,3	0,3

\* les résultats rapportés dans le rapport pour les 4 périodes sont : (-) ; 0,5 ; 2,0 ; 1,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et pour la moyenne 2,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; selon nos estimations, la moyenne sur 3 semaines serait de 1,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

\*\* les résultats rapportés dans le rapport pour les 4 périodes sont : (-) ; 0,8 ; 1,2 ; 1,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et pour la moyenne 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; selon nos estimations, la moyenne sur 3 semaines serait de 1,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

L'étude a mis en évidence des concentrations en butanol et surtout en perchloroéthylène élevées à proximité de l'évacuation des émissions d'une entreprise voisine. Si les composés se dispersent rapidement dans l'atmosphère, on retrouve toutefois une influence des émissions voisines extérieures sur les teneurs mesurées dans les salles de classe.

#### 4.1.2 Collège de Saint-Lys (Haute-Garonne) (2004-2005)

Suite à un problème de plaintes chez des enfants et adultes liées à des irritations des yeux, de la gorge et des maux de tête en mars 2004, l'ORAMIP a procédé à deux reprises, en mars et août 2004, à des mesures de la qualité de **l'air intérieur** dans les locaux d'une **extension neuve** (2003) d'un collège de Saint-Lys (Haute-Garonne) (ORAMIP 2004b). La première campagne de mesures (mars), ciblée sur les **BTEX** et **aldéhydes**, a montré la présence de formaldéhyde,

de toluène et de benzène à des teneurs toutefois non exceptionnelles. Par principe de précaution, deux salles de classe et un couloir sont toutefois restés condamnés. En août, des mesures de contrôle ont été effectuées avant la réouverture éventuelle des classes à la rentrée. Elles ont cette fois été réalisées non pas avec des échantillonneurs passifs, comme lors de la première campagne, mais avec un analyseur automatique, en couplant des mesures en air intérieur et des mesures en air extérieur par la fenêtre de la classe. Les résultats ont montré des teneurs extérieures assez largement plus faibles qu'à l'intérieur de la salle fermée, en air confiné, indiquant que la source principale des polluants mesurés se trouvait probablement à l'intérieur du bâtiment et non dans son environnement extérieur proche. D'une campagne à l'autre, même si les méthodes de prélèvement et d'analyse sont différentes, on observe que seul le benzène présente des teneurs comparables et constantes (environ  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tous les autres composés, et surtout le toluène, ont des teneurs plus élevées en août qu'en mars. Par exemple, la teneur en toluène en août (plus de  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est environ 10 fois plus forte qu'en mars ; pour le formaldéhyde, les teneurs sont passées de  $30\text{-}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en mars à environ  $80\text{-}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en août. Ces différences pourraient s'expliquer par le fait 1) que les COV étant intrinsèquement volatils leurs concentrations augmentent l'été et 2) que la salle où ont été faites les mesures ayant été fermée plusieurs mois, sans ventilation, les polluants ont pu s'accumuler dans la pièce.

Un an après la première campagne (mars 2005), après réouverture des salles fermées, des mesures de contrôle en aldéhydes en différents lieux du collège (intérieurs et extérieurs) ont été menées par échantillonneurs passifs (17 points intérieurs, 2 extérieurs) (ORAMIP, 2005). Les résultats montrent des teneurs en aldéhydes nettement plus faibles que l'année précédente. En particulier, les teneurs en formaldéhyde mesurées en différents points du collège sont toutes inférieures à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en mars 2005 ( $80\text{-}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en août 2004).

#### **4.1.3 Groupe scolaire à Saint-Martin en Guadeloupe (2004)**

La répétition d'épisodes de syndromes irritatifs chez les adultes et les enfants fréquentant un groupe scolaire (une école primaire et une maternelle) de Saint-Martin en Guadeloupe, a conduit à des phases successives de fermeture et réouverture des écoles (janvier 2002 - avril 2004) ; dans ce contexte, des mesures environnementales ont été réalisées par des équipes locales dans les bâtiments suspectés (InVS, 2004). Deux premières séries de mesures faites à l'aide d'appareil de détection de gaz de type Dräger n'ont pas permis de mettre en évidence de gaz particulier. Une troisième série, réalisée le 23 mars 2004 de 11h30 à 16h30 à l'aide d'un spectroscope infrarouge à transformée de Fourier, a mis en évidence la présence de **chlorure de vinyle**, de **disulfure de carbone**, de **tétrachloroéthylène**, de **formaldéhyde** et de **protoxyde d'azote**. Les points de mesures ont été pris dans une **salle de l'école maternelle** et trois points extérieurs. La liste des substances recherchées (méthane, oxydes de carbone, composés azotés, formaldéhyde, xylènes, COV, hydrocarbures, benzène) a été établie en partant de l'hypothèse que les éventuels produits ayant entraîné les troubles de santé provenaient de l'environnement de l'école, et en particulier d'un terrain vague alors utilisé comme décharge sauvage. Après diffusion d'une première série de résultats ayant fait apparaître des concentrations intérieures particulièrement élevées, des valeurs corrigées ont ensuite été à nouveau diffusées (Tableau 32). Ces valeurs apparaissent encore élevées pour le disulfure de carbone, le formaldéhyde et le tétrachloroéthylène. De l'avis même des responsables du laboratoire chargé des analyses, l'ensemble des mesures ne s'est pas fait dans des conditions suffisamment rigoureuses. Selon eux, il convient de ne pas attacher trop d'importance aux valeurs, mais de considérer plutôt, que l'analyse est qualitative.

**Tableau 32 : Résultats corrigés des mesures dans le groupe scolaire de Saint Martin en Guadeloupe (ppm)**

Substance	Salle de classe	Extérieur
Chlorure de vinyle	0,003	0,006
Disulfure de carbone	2 à 4	
Formaldéhyde	traces	1,7
Tétrachloroéthylène	1	1
Protoxyde d'azote	3,5	

#### 4.1.4 Crèche de Cugnaux (Gard)(2005)

Suite à des gênes ressenties par personnel de la crèche de Cugnaux (Haute-Garonne), l'ORAMIP a réalisé, à la demande de la municipalité, une expertise de la qualité de l'air dans les locaux de l'établissement (ORAMIP 2005a). Le suivi a porté sur 10 **COV** et 9 **aldéhydes** mesurés durant une période de 10 jours dans 3 salles du bâtiment : salle de jeux (deux points de mesure), espace de restauration (deux points de mesure) et dortoir (un seul point de mesure). Une mesure à l'extérieur immédiat de l'établissement a également été réalisée dans le jardin de la crèche. Les concentrations en aldéhydes sont globalement homogènes entre les différentes pièces et bien supérieures à celles mesurées en extérieur. Le formaldéhyde, le butanal et l'hexanal sont les aldéhydes prépondérants (concentrations moyennes respectivement égales à 26, 14 et 21  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Tableau 33).

**Tableau 33 : Concentrations moyennes en aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans la crèche de Cugnaux**

Substance	Intérieur	Extérieur	
Aldéhydes	Formaldéhyde	26,3	2,8
	Acétaldéhyde	6,4	1,2
	Acroléine	1,3	< 0,1
	Propanal	3,1	0,6
	Butanal	14,4	0,8
	Benzaldéhyde	1,6	< 0,1
	Isopentanal	2	0,6
	Pentanal	7,4	2,1
	Hexanal	21,2	1,9
COV	Benzène	0,5	0,5
	Toluène	7,3	3,2
	m-p-xylène	2,4	1,9
	o-xylène	1	0,7
	Styrène	0,4	0,4
	Ethylbenzène	0,8	0,7
	Trichloroéthylène	0,1	0,2
	Tétrachloroéthylène	0,1	0,2
	n-décane	5,8	0,8
	n-undécane	3,7	0,9

En revanche, s'agissant des COV mesurés (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes, styrène, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, n-décane et n-undécane), leurs concentrations sont pour la plupart très faibles et peu différentes des concentrations extérieures. Seul le toluène, le n-décane et le n-undécane présentent des teneurs supérieures à celles de l'extérieur.

#### 4.1.5 Ecole maternelle de Codagnan (Gard) (2005)

En mai 2005, suite à des plaintes liées à des odeurs dans les salles d'une école maternelle à Codagnan (Gard), l'association de surveillance de la qualité de l'air en Languedoc-Roussillon (AIR-LR) a réalisé une étude d'intervention avec des mesures en 5 sites de l'établissement : salle des enseignants, hall de l'école, salle de classe (section des « moyens »), sanitaires des enfants et à l'extérieur de l'école (AIR-LR, 2005). Les mercaptans et l'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S), potentiellement à l'origine des mauvaises odeurs, ont été prélevés par barbotage et ballons-baudruches dans la salle des enseignants et les sanitaires. Parallèlement, les BTEX et les aldéhydes ont été prélevés sur tubes passifs pendant respectivement 7 jours et 5 jours. A titre de comparaison, les BTEX ont également fait l'objet d'un prélèvement instantané par canister pendant 3h30 dans la salle des enseignants et les sanitaires. Les concentrations des gaz propulseurs de certaines « bombes » du commerce ont également été mesurées (n-butane, propane et isopentane) (prélèvement par canister).

Toutes les mesures en H<sub>2</sub>S et mercaptans sont inférieures aux limites de détection<sup>65</sup> (Tableau 34). Pour les COV, à l'exception du benzène, les teneurs à l'intérieur des bâtiments mesurées sur 5 jours sont systématiquement plus fortes qu'à l'extérieur ; par ailleurs, la moyenne sur 5 jours étant systématiquement supérieure à la valeur instantanée (3h30) mesurée au cours d'une matinée, les fluctuations instantanées autour de la valeur sur 5 jours peuvent être particulièrement importantes avec un rapport allant de 1 à 5. D'une manière assez systématique, les concentrations rapportées dans la salle des enseignants sont supérieures à celles rapportées sur les autres points de mesure intérieurs.

---

<sup>65</sup> Inférieures également aux seuils de reconnaissance olfactive.

**Tableau 34 : Concentrations en COV, mercaptans et H<sub>2</sub>S dans l'école maternelle de Codagnan (30)**

Substances		Salle des enseignants	Hall	Sanitaires des enfants	Salle de classe	Extérieur
Mercaptans et H <sub>2</sub> S (mg/m <sup>3</sup> )	Total « soufrés réduits »	< 5 <sup>(a)</sup>		< 5 <sup>(a)</sup>		
	H <sub>2</sub> S	< 0,1 <sup>(a)</sup>		< 0,1 <sup>(a)</sup>		
	Me SH (méthyl mercaptan)	< 0,2 <sup>(a)</sup>		< 0,2 <sup>(a)</sup>		
	EtSH (éthyl mercaptan)	< 0,2 <sup>(a)</sup>		< 0,2 <sup>(a)</sup>		
COV (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène	1,4 (0,4)*	1,2	1,1 (0,3)*	1,0	1,1
	toluène	29 (4,3)*	10	6 (1,3)*	9	3
	ethylbenzène	11 (0,8)*	9	12 (0,3)*	22	5
	m-p xylènes	25 (1,5)*	23	27 (0,6)*	43	15
	o-xylène	8 (0,6)*	7	9 (0,3)*	19	3
Aldéhydes (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde	28	21	18	23	-
	Acétaldéhyde	9	5	5	7	-
	Propionaldéhyde	3	3	2	3	-
	Butyraldéhyde	11	9	8	9	-
	Benzaldéhyde	1,5	1,2	1,1	1,2	-
	Isovaléraldéhyde	2,2	1,1	0,9	1,2	-
	Valéraldéhyde	4	4	2	3	-
Alcanes (µg/m <sup>3</sup> )	n-butane	100,35		4,20		
	Propane	27,75		3,49		
	isopentane	240,91		66,25		

(a) : < limite de détection

\* concentration sur 5 jours et entre parenthèse valeur instantanée mesurée sur 3h30 un matin

## 4.2 LOGEMENTS ET ETABLISSEMENTS RECEVANT DU PUBLIC

### 4.2.1 Bureau de tabac et locaux voisins à Carbonne (Haute-Garonne) (2005)

Des gênes ayant été ressenties par plusieurs personnes d'un bureau de tabac à Carbonne, la Préfecture de Haute-Garonne, la CIRE et la mairie de Carbonne ont sollicité l'ORAMIP pour la réalisation d'une évaluation de la qualité de l'air dans les locaux concernés. L'objectif de cette intervention était d'identifier les composés chimiques présents dans l'air du bureau de tabac et de sa cave, ainsi que dans plusieurs magasins et habitations voisins du bureau de tabac (ORAMIP, 2005b).

Les analyses ont permis de mettre en évidence que le mélange de **COV** présents dans les caves du bureau de tabac et d'un magasin voisin était similaire et renfermait de nombreux alcanes, cycloalcanes et composés benzéniques, profil représentatif de la composition de l'essence commerciale sans plomb. En outre, de l'éthyl-ter-butyl-éther (ETBE<sup>66</sup>), additif oxygéné des essences sans plomb, a été détecté dans la cave du bureau de tabac, ce qui confirme l'identification d'un mélange de type essence. En termes de concentration, la cave du bureau de tabac est le site présentant les plus fortes concentrations pour l'ensemble des composés ; les teneurs dans la cave du magasin voisin sont nettement plus faibles. A noter que parmi les autres sites étudiés, seules les mesures dans le bureau de tabac et l'appartement au dessus de la seconde cave ont mis en évidence le même profil de COV. Les causes de la présence de l'essence ne sont pas explicitées.

<sup>66</sup> Ou propane-2-éthoxy-2-méthyl.

#### 4.2.2 Habitations et lieux publics situés dans une zone touchée par une pollution de nappe phréatique à Rouen (2005)

L'association de surveillance de la qualité de l'air en Haute-Normandie (Air Normand) a réalisé une étude visant à évaluer les teneurs en **BTEX** dans des habitations et lieux publics de l'agglomération rouennaise (Petit-Couronne) situés dans une zone touchée par une pollution de la nappe phréatique aux hydrocarbures, afin d'évaluer l'impact éventuel sur la qualité de l'air intérieur de la remontée d'hydrocarbures de la nappe (Air Normand, 2006). Les mesures ont été réalisées à l'aide d'échantillonneurs passifs de type Radiello dans **18 habitations et locaux publics** pendant 10 mois, avec 8 campagnes de deux semaines réparties entre mars et décembre 2005. Les sites ont été choisis de manière à investiguer un nombre suffisant de lieux répartis sur toute l'étendue de la zone où la nappe polluée avait été localisée en 1998.

Les résultats indiquent que les concentrations en **benzène**, comprises dans la majorité des sites entre 1 et 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , sont comparables à celles d'autres habitats et lieux publics situés dans des zones non polluées rapportées dans des études françaises récentes. Trois sites (un pavillon, un bureau de la mairie et la cave d'une résidence) présentent toutefois des concentrations moyennes plus élevées (de 5 à 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  environ)<sup>67</sup> que les autres, mais elles ne semblent pas liées à la nappe polluée. En effet, des sources spécifiques ont été recherchées et les hypothèses avancées dans les 3 cas sont la présence d'une cuve à fuel dans la cave du pavillon, une émission intérieure spécifique de certains matériaux pour le bureau, et la présence de produits entreposés dans une ou plusieurs caves de la résidence.

Les résultats concernant les autres composés mesurés (**toluène, éthylbenzène et xylènes**) indiquent, par rapport au benzène, que d'autres sites (dont un témoin situé en dehors de la zone contaminée) ressortent en plus des trois évoqués pour le benzène, ce qui montre que d'autres sources que la nappe polluée peuvent être à l'origine de la présence de ces composés dans l'air intérieur. Les teneurs (sur deux semaines) observées sur les différents sites sont comprises entre 0,9 et 125,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le toluène, entre 0,2 et 24,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'éthylbenzène, et entre 0,6 et 125,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le xylène.

#### 4.2.3 Mairie de Villejuif (2005)

Suite à une épidémie de syndrome des bâtiments malsains parmi le personnel de la mairie de Villejuif en région parisienne, avec, entre février 2004 et février 2005, plusieurs épisodes collectifs brutaux de manifestations irritatives des voies respiratoires, des yeux et de la peau, une étude de la qualité de l'air intérieur a été réalisée par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (InVS, 2006). En tenant compte d'investigations précédentes, il a été mis en place des moyens de prélèvement et d'analyse permettant de déterminer un large spectre de **COV** regroupant plusieurs familles chimiques (hydrocarbures saturés, aromatiques ou chlorés, esters...). Cette mesure a été complétée par la détermination spécifique d'**aldéhydes** et de **cétones**. Les échantillonnages d'air ont été réalisés en **sept sites à l'intérieur de la mairie**, du rez-de-chaussée au deuxième étage. Des échantillons ponctuels d'environ une heure ont été réalisés, au cours de la matinée du 14 mars 2005, pour évaluer la qualité de l'air en période d'activité. Parallèlement, des échantillonneurs passifs ont été placés durant une semaine (14-21 mars) dans les 7 sites considérés (moyennes intégrées).

---

<sup>67</sup> Les teneurs (sur deux semaines) observées sur les différents sites sont comprises entre 0,2 et 16,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les résultats ont montré que les COV identifiés dans les 7 bureaux font partie des substances couramment mises en évidence dans l'air intérieur de bureaux ou d'habitats. La teneur moyenne hebdomadaire la plus élevée est observée avec le toluène ( $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les valeurs les plus élevées pour les COV totaux sont associées aux plus forts niveaux de dioxyde de carbone (indicateur du renouvellement d'air). Les teneurs en aldéhydes sont modérées ; le composé majoritaire est le formaldéhyde avec une teneur maximale de  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans l'un des bureaux. Les résultats obtenus avec les mesures ponctuelles sur une heure ou les mesures intégrées sur une semaine n'ont pas mis en évidence de pollutions particulières. Le suivi du  $\text{CO}_2$  a confirmé que les conditions de ventilation n'étaient pas satisfaisantes.

#### 4.2.4 « Maison Commune » de Gaillac (2005-2006)

Suite à des gênes ressenties par une partie du personnel de la "maison commune" de Gaillac, en particulier au rez-de-chaussée, la mairie a chargé l'ORAMIP de réaliser une évaluation de la qualité de l'air dans les locaux (ORAMIP, 2005e). Deux types de mesures ont été effectuées : mesure en continu de l'**ammoniac** à l'aide d'un analyseur automatique installé dans le bureau suspecté de présenter les niveaux de concentration les plus élevés puis déplacé dans d'autres pièces, et mesure par piégeage des **aldéhydes** et **COV** en **quatre points du bâtiment**. Les locaux ont été instrumentés pendant 7 jours, du 29 décembre 2005 au 5 janvier 2006.

L'ammoniac a bien été détecté dans les locaux, en particulier dans le bureau inutilisé car suspecté d'être à l'origine des troubles (niveau de concentration d'environ  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les 1<sup>ères</sup> heures de mesure puis augmentation subite au cours d'une nuit pour atteindre la teneur maximale de  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne sur un quart d'heure et lente décroissance jusqu'à un retour vers  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les mesures réalisées dans d'autres pièces du rez-de-chaussée sont nettement inférieures. Cette concentration plus importante de polluants dans le bureau est également rapportée avec les autres composés étudiés (aldéhydes et COV).

## 5 ETUDES DE LA QUALITE DE L'AIR DANS DES AMBIANCES PROFESSIONNELLES SPECIFIQUES

### 5.1 ATELIER DES SERVICES TECHNIQUES DE LA NAVIGATION AERIENNE (2001)

A la demande du service technique de la navigation aérienne, l'Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées a mesuré les niveaux d'empoussièremment (**PM<sub>10</sub>**) dans son atelier de découpe du bois pendant 7 jours en 2001. Les teneurs mesurées durant cette campagne pendant les 8 heures d'activité étaient toutes inférieures à 1 mg/m<sup>3</sup> (ORAMIP, 2002).

### 5.2 HALL D'AEROPORT APRES UTILISATION D'UN PRODUIT D'ENTRETIEN A BASE DE XYLENES (2001)

En 2001, suite à l'utilisation d'un produit de nettoyage du marbre à base de xylènes dans le hall de l'aéroport de Toulouse-Blagnac durant une nuit et à l'incommodation d'une trentaine d'employés le lendemain matin, l'ORAMIP a réalisé, à la demande de l'aéroport, une campagne de mesures visant à caractériser la qualité de l'air à l'intérieur des locaux dans des conditions réelles de traitement du sol, et avec mise en place d'une ventilation (ORAMIP, 2002a). Réalisée sur une journée et demi, cette étude a permis de mesurer les **xylènes** dans l'air avant, pendant et après utilisation nocturne de produit de traitement des marbres dans des conditions réelles d'application (45 litres appliqués sur 1 200 m<sup>2</sup> de surface). Selon le rapport d'étude, les concentrations maximales en xylènes retrouvées dans l'air étaient peu élevées<sup>68</sup>, en raison sans doute de la ventilation de la pièce pendant la nuit.

### 5.3 CASERNE DE POMPIERS (2001-2002)

Durant l'hiver 2001-2002, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne (Atmosf'air) a procédé, à la demande de l'administration responsable, à une campagne de mesures visant à évaluer la qualité de l'air à l'intérieur d'une caserne de pompiers de Dijon afin de gérer au mieux l'aération du garage lors de l'entretien et la mise en route des véhicules (Atmosf'air, 2003).

Le protocole d'étude visait à enregistrer les **NO<sub>x</sub>**, le **CO** et les **particules** en suspension pendant 15 jours en période hivernale (conditions de dispersion dans le garage les plus défavorables) avec recueil de données quart horaire. Entre 8 et 9 heures, période de contrôle quotidien des véhicules, des mesures plus poussées ont été menées. Les résultats sont comparés aux concentrations mesurées sur la station de fond la plus proche.

Sur l'ensemble de la période d'étude, les résultats pour les NO<sub>x</sub> traduisent la présence de nombreux événements courts mais intenses de pollution dans le garage ; ces événements peuvent correspondre aux départs des véhicules de pompiers. Pour le CO, on n'observe pas de différence significative entre le garage et l'air extérieur (Tableau 35). Les faibles quantités de fumées noires indiquent qu'il y a peu de particules de grosse taille dans le garage. Toutefois, cette mesure ne renseigne pas les concentrations pour les particules fines (généralement émises par les véhicules diesel) et elle permet seulement d'estimer les concentrations journalières (ne renseigne pas d'éventuels « pics » de pollution particulaire au cours d'une journée).

---

<sup>68</sup> Les résultats ne sont présentés dans le rapport de l'ORAMIP.

**Tableau 35 : Teneurs en CO, NO<sub>x</sub> et poussières (µg/m<sup>3</sup>) dans une caserne de pompiers de Dijon**

Concentration	CO		NO <sub>2</sub>		NO		FN	
	Garage	Extérieur	Garage	Extérieur	Garage	Extérieur	Garage	Extérieur
Moyenne sur la période	865	903	58	46	93	48	8,4	-
P50 sur la période	634	703	47	45	59	39	/	-
Maximum ¼ h	15592		/		/			
Maximum 1h	10738		231		1034			
P98	2813		204		417			

L'analyse des moyennes et maxima horaires indique des maxima élevés pour le NO<sub>2</sub>. Les concentrations en NO<sub>x</sub> les plus fortes ont été observées en fin d'après midi. L'étude des valeurs instantanées indique que les opérations de routine de la caserne ne modifient pas significativement la qualité de l'air dans le garage de la caserne. Les « pics » de pollution observés ne sont pas imputables à des mouvements connus de la caserne.

#### 5.4 CABINE DE PAIEMENT D'UNE STATION ESSENCE D'UN SUPERMARCHÉ (2003)

En 2003, l'ORAMIP a été chargé par la direction d'un supermarché de Cugnaux (Haute-Garonne) d'évaluer les teneurs en **benzène** auxquelles sont soumis les employés travaillant dans la **cabine de paiement de la station essence** (ORAMIP, 2004c). Un analyseur de benzène a été placé pendant 8 jours dans la cabine avec acquisition de données quart horaires. A noter que la cabine ne se situe pas sous les vents dominants par rapport aux pompes.

Au cours de la semaine, les teneurs en benzène dans la cabine sont très variables d'une journée sur l'autre. Ceci peut s'expliquer par la variabilité du nombre de véhicules venant prendre de l'essence chaque jour, et surtout par les conditions de vent (les concentrations les plus faibles étant observées les jours de fort vent). Au cours d'une journée, la présence de benzène dans la cabine est très corrélée aux heures d'ouverture et de fermeture de la station. Dans la journée, de 8h à 20h, les teneurs en benzène sont élevées et fluctuantes, avec des maxima généralement observés vers 9h et 19h30, heures de pointe de fréquentation de la station mais aussi heures où les conditions de dispersion sont les plus défavorables durant la journée. La teneur quart horaire maximale observée durant la semaine d'étude s'élève à plus de 60 µg/m<sup>3</sup>, le lundi matin. Après fermeture de la station et durant la nuit (de 20h à 8h du matin), les teneurs en benzène chutent rapidement et restent stables, de l'ordre de 1 µg/m<sup>3</sup>.

#### 5.5 ATELIERS DU METRO TOULOUSAIN (2003)

En 2003, à la demande du gestionnaire d'exploitation du réseau de transports en commun de l'agglomération toulousaine, l'ORAMIP a réalisé une évaluation de la qualité de l'air à l'intérieur de **deux ateliers du métro toulousain** situés dans le même bâtiment, l'un fonctionnant le jour, l'autre la nuit (ORAMIP, 2004a). L'évolution des concentrations en **CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>** dans les ateliers a été suivie en continu pendant 7 jours (24 septembre - 2 octobre) avec acquisition de données quart horaires. De plus, 18 échantillonneurs passifs installés en différents endroits dans les ateliers ont permis de mesurer les concentrations en COV (dont les BTX) sur une période de 8 heures pendant 7 jours. Enfin, un prélèvement d'air de 8 heures sur une journée a permis une analyse différée des métaux.

Les principaux résultats sont synthétisés dans le tableau ci-dessous. Pour les COV, les principaux composés retrouvés sont le triméthylbenzène, le toluène, le n-heptane et les xylènes (m-p).

**Tableau 36 : Concentrations mesurées dans un atelier du métro toulousain ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

Concentration	Substance	Atelier de Jour	Atelier de Nuit
Maximum sur 8 heures	CO	200	100
	NO <sub>2</sub>	90	255
	SO <sub>2</sub>	9	5
	PM <sub>10</sub>	51	38
Concentration sur 8 heures	Aluminium	0,32	-
	Antimoine	0,08	-
	Arsenic	0,01	-
	Cadmium	1,76	-
	Chrome total	0,03	-
	Cuivre	0,51	-
	Fer	17,53	-
	Manganèse	0,11	-
	Nickel	0,04	-
	Plomb	0,05	-
	Titane	0,04	-
	Zinc	0,46	-

## 5.6 TUNNEL EN CONSTRUCTION DU METRO TOULOUSAIN (2004)

En avril 2004, l'ORAMIP a mesuré les concentrations de différents polluants susceptibles d'être présents dans l'air d'un tunnel en construction d'une future ligne du métro de Toulouse (ORAMIP, 2004d). Les **NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub>, le CO et les PM<sub>10</sub>** ont été suivis en continu pendant 15 jours (avec acquisition de données quart horaires) sur deux sites présentant des atmosphères différentes : une station de mesure installée le long de la voie de circulation du train de transport du tunnel, l'autre placée sur une future station.

L'analyse des résultats (quart horaires, horaires ou journaliers) montre une corrélation nette entre les concentrations enregistrées pour les deux stations de mesure et les activités de chantier. Les concentrations élevées observées durant la semaine sont directement liées aux activités associées au chantier du métro. Pour les oxydes d'azote et les poussières, les niveaux mesurés sont nettement supérieurs à ceux observés sur des stations ambiantes de proximité au trafic par exemple. Le week-end, lorsque les travaux sont arrêtés, les concentrations des polluants chutent immédiatement. Seul le CO présente des variations indépendantes de l'activité du chantier, ses concentrations restant plutôt faibles sur l'ensemble de la période (moyenne quart horaire d'environ 0,2 et 0,4  $\text{mg}/\text{m}^3$  sur les deux sites). La comparaison durant le week-end des variations horaires des concentrations en NO<sub>2</sub> et PM<sub>10</sub> dans le chantier avec les concentrations mesurées par la station urbaine de fond située à proximité du lieu de mesures souterraines, indique une bonne corrélation ; les rares pics observés sur le chantier pendant le week-end correspondent au passage occasionnel de trains de maintenance.

## 5.7 ATELIER DE PEINTURE (2004)

En janvier 2004, l'association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne (Atmosf'air Bourgogne) a réalisé une campagne de mesures visant à quantifier la qualité de l'air dans un atelier de peinture et dans un atelier de métallerie adjacent (Atmosf'air, 2004). L'étude était focalisée sur l'analyse : 1) de 5 **métaux** (arsenic, cadmium, nickel, plomb et baryum) dans les poussières (**PM<sub>10</sub>**) prélevées à deux reprises 8 heures par jour pendant 5 jours, et 2) des **COV** par échantillonnage passif durant 8 heures.

Les résultats indiquent la présence de métaux liés à la fois aux activités de métallerie (arsenic, nickel, plomb) et de peinture (baryum). Le cadmium est présent en très faible quantité (Tableau 37). Pour les COV, les 3 séries de mesure montrent des résultats homogènes avec des teneurs en COV totaux élevées. Les hydrocarbures (cyclohexane, heptane, octane, nonane, décane et dodécane et leurs dérivés) sont prédominants ; les composés du benzène (benzène, toluène, styrène, xylène et leurs dérivés) sont également retrouvés de manière assez importante.

**Tableau 37 : Concentrations en métaux ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) dans un atelier de peinture**

Substance	Concentration	
	1 <sup>er</sup> prélèvement	2 <sup>ème</sup> prélèvement
Arsenic	0,54	0,42
Cadmium	0,001	0,002
Nickel	1,33	0,72
Plomb	0,33	0,25
Baryum	0,23	0,26

## 5.8 ATELIER DE SOUDURE (2004)

A la demande de la société Airbus, l'ORAMIP a réalisé en 2004 une étude d'évaluation de la qualité de l'air dans un atelier de soudure qui avait récemment été équipé d'un système de filtration des poussières (ORAMIP, 2004). Lors de la réalisation de l'étude, le dispositif de filtration n'était en revanche pas équipé pour le piégeage des gaz. Cinq polluants ont été suivis en continu durant une journée (7h - 17h) avec acquisition tous les quarts d'heures des données collectées par les préleveurs automatiques (**NO, NO<sub>2</sub>, CO, O<sub>3</sub>, PM<sub>2.5</sub>**). Un échantillonnage des poussières (**PM<sub>10</sub>**) a également été réalisé durant les périodes de travail (9h-12h ; 14h-17h) afin de rechercher divers **composés métalliques** (Al, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Zn).

Cinq métaux ont été identifiés ; une analyse quantitative a alors été réalisée. Les résultats, exprimés en terme de concentration moyenne durant la période d'échantillonnage des PM<sub>10</sub>, sont : Fe = 85,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; Mn = 35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ; Cd = 276  $\text{ng}/\text{m}^3$  ; Cr total = 793  $\text{ng}/\text{m}^3$  ; Pb = 2  $\text{ng}/\text{m}^3$ . L'analyse du suivi en continu des polluants gazeux indique clairement que l'activité de soudage a un impact sur les concentrations des différents polluants dans l'air de l'atelier. Les concentrations dans l'air varient selon le type de matériau employé, la durée de manipulation et probablement la disposition de la bouche d'aspiration mobile.

**Tableau 38 : Qualité de l'air dans un atelier de soudure**

Concentration	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	PM2.5 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	O <sub>3</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Moyenne 8h-12h / 13h-17h	288	329	0,23	535	3
Maximum Quart horaire	797	922	1	5884	22

## 5.9 SERRES HORTICOLES (2004)

A la demande d'un lycée horticole, l'association régionale pour la mesure de la qualité de l'air en Poitou-Charentes (ATMO Poitou-Charentes) a mesuré, dans des conditions réelles d'utilisation, l'évolution des concentrations de diverses substances actives de **produits phytosanitaires** utilisées dans les serres horticoles du lycée (Atmo Poitou-Charentes, 2005). Des prélèvements ont eu lieu avant, pendant et après un traitement à l'endosulfan afin d'étudier tout particulièrement l'impact du traitement sur les concentrations de ce pesticide dans l'air des serres. En plus de l'endosulfan, toutes les molécules entrant dans le champ des recherches d'ATMO Poitou-Charentes dans les études en air extérieur ont également été recherchées. Les campagnes de mesures ont été menées dans **deux serres** de tailles différentes (une grande de 1 500 m<sup>2</sup> et d'une hauteur moyenne de 4,10 mètres, une petite de 135 m<sup>2</sup> et d'une hauteur moyenne de 2,70 mètres) et à l'extérieur de celles-ci. Les traitements à l'endosulfan dans les deux serres (respectivement 13 et 25,5 millilitres de produit dans la petite et la grande serre) ont été effectués simultanément en février 2004. Les traitements les plus récents dans les 15 dernières semaines ayant précédé l'étude ont été répertoriés (traitements avec de la phosalone et du bitertanol). Dans chaque serre, une mesure sur une durée de 16 à 24 heures a été réalisée à l'aide d'un préleveur de type DA80 la veille, le jour de l'application par pulvérisation, le lendemain et une semaine plus tard. A l'extérieur, un préleveur de type Partisol 2000 a été utilisé pour mesurer en continu sur une semaine.

Avant traitement, l'endosulfan est déjà présent dans les serres (Tableau 39). Le jour du traitement, on observe une forte augmentation de la concentration ; elle diminue rapidement dès le lendemain (d'un facteur 20 et 7 environ dans la petite et la grande serre). Une semaine après le traitement, les teneurs ont continué à diminuer mais elles restent largement plus élevées que les teneurs observées à l'extérieur des serres (0,5 ng/m<sup>3</sup>)<sup>69</sup>, en particulier dans la grande serre où la décroissance temporelle des concentrations aériennes en endosulfan semble moins rapide que dans la petite serre. Comme le montre par ailleurs la présence de phosalone dans la petite serre deux mois après son utilisation<sup>70</sup>, il est possible d'avancer, selon les auteurs, que les pesticides dans l'air des serres persistent plusieurs mois après le traitement.

---

69 Teneur qui correspond, sur la base des études en air ambiant précédemment réalisées en Poitou-Charentes, à la concentration attendue dans l'air ambiant en février (l'ordre de 0,5 ng/m<sup>3</sup>) à distance de toute activité de traitement.

70 Un second volet de l'étude a montré, parmi une quarantaine de substances recherchées, la présence dans les serres de 6 substances actives : phosalone (utilisée dans les 3 traitements précédents dans les serres), chlorotalonil, diflufenicanil, pendiméthaline, lindane et trifluraline.

**Tableau 39 : Concentrations en endosulfan (ng/m<sup>3</sup>) dans l'air de deux serres horticoles**

Site	J-1	J0	J1	J7
Petite serre	4,80	19 663	1 063	107
Grande serre	0,12	14 685	2 308	179
Extérieur	-	-	0,5	

### 5.10 CABINES DE PEAGES AUTOROUTIERS EN RHONE-ALPES (2005)

La société des autoroutes Rhône-Alpes a chargé les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en Isère (ASCORPAG et SUPAIRE) de mesurer de la qualité de l'air sur les gares de péage de Saint-Quentin Fallavier et Voreppe (Supaire, 2005). En janvier et février 2005, des mesures de polluants en air ambiant et dans une cabine des péages ont été réalisées sur les deux sites, au cours de deux campagnes d'une semaine. Dans la cabine de péage, seuls les oxydes d'azote ont été mesurés. Pour des raisons techniques, les mesures de NO<sub>x</sub> effectuées durant la première semaine de campagne sur les deux gares de péage ne sont pas exploitables.

Les résultats montrent que les concentrations de NO, émis directement par les gaz d'échappement, sont plus élevées dans la cabine que dans l'air extérieur sur l'ensemble de la campagne (+ 18 %) (Tableau 40). Alors que la nuit les concentrations en NO sont équivalentes à l'intérieur de la cabine et dans l'air ambiant, les concentrations mesurées aux heures de pointe du trafic routier sont plus fortes dans les cabines. A l'inverse du NO, les concentrations en NO<sub>2</sub> (polluant secondaire résultant de l'oxydation du NO) sont moins importantes dans la cabine que dans l'air ambiant (- 22 %). Même si les niveaux de NO sont plus importants dans la cabine, la réaction de transformation du NO en NO<sub>2</sub> dans la cabine est probablement plus faible qu'en air ambiant, ce qui expliquerait les différences de concentration de NO<sub>2</sub> entre intérieur et extérieur. Il semble donc que l'air des cabines de péage contienne majoritairement le composé primaire NO et que le temps de séjour dans l'air de la cabine, de par la ventilation, ne permet pas la transformation (oxydation) du NO en NO<sub>2</sub>.

**Tableau 40 : Concentrations horaires en oxydes d'azote (µg/m<sup>3</sup>) dans une cabine de péage à Voreppe (durée de prélèvement = 8 heures)**

Concentration	NO		NO <sub>2</sub>	
	<i>Air ambiant</i>	<i>Cabine</i>	<i>Air ambiant</i>	<i>Cabine</i>
Moyenne	187	275	115	103
Maximum	360	770	169	198
Percentile 98	343	755	162	187
Percentile 50	166	255	114	98
Minimum	108	36	83	56

## 5.11 POSTE DE DOUANE EN PYRENEES ORIENTALES (2005)

En 2005, un état de la qualité de l'air d'un récent poste de douane mis en place un an plus tôt entre Andorre et la France à Porta (Pyrénées Orientales) à une altitude d'environ 1 800 m, a été réalisé par l'association Air Languedoc-Roussillon (Air-LR, 2005a). Cette enquête visait à 1) estimer par échantillonneurs passifs les concentrations en BTEX sur des périodes d'une semaine à des saisons contrastées, et 2) évaluer les variations horaires de pollution au cours de la journée par des mesures en continu des principaux traceurs de pollution automobile (NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, CO, SO<sub>2</sub> et BTEX) à l'extérieur du poste de douane.

A l'intérieur du poste de douane, seul le **benzène** a été mesuré à l'aide de tubes passifs. Les mesures ont été réalisées en été (période de trafic routier maximal) et à l'automne pendant 4 semaines. Des mesures simultanées ont été réalisées sur 4 sites extérieurs à proximité immédiate du poste de douane et sur un site extérieur de « référence » (dans la plaine à distance de toute source de pollution).

L'enquête rapporte des teneurs hebdomadaires moyennes en benzène à l'intérieur du poste de douane (2 µg/m<sup>3</sup>) plus élevées que les concentrations relevées dans l'air extérieur à proximité immédiate des bureaux ; les concentrations dans le poste de douane sont dépendantes à la fois de sources intérieures (fumée de cigarette, revêtements...) et des conditions d'aération (échanges avec l'air extérieur). A noter que le rapport indique un même différentiel intérieur/extérieur pour le toluène et les xylènes mais des données quantifiées sont présentés seulement pour le benzène (pas d'information non plus pour l'éthylbenzène).

## Bibliographie

- Abadie M, Limam K, et al. (2004). Particle pollution in the French high-speed train (TGV) smoker cars: measurement and prediction of passengers exposure. *Atmospheric Environment* 38(14): 2017-2027.
- Air Breizh. (2005). Etude de la qualité de l'air dans le métro de Rennes. Campagne estivale du 21 juillet au 19 août 2004 ; campagne hivernale du 20 janvier au 17 février 2005. Association de surveillance de la qualité de l'air en Bretagne: 30 pages.
- Air Normand (2000) Qualité de l'air intérieur, Gymnase de Notre Dame de Gravenchon, Rapport d'étude n°E 00\_9, Campagne du 04/02 au 17/03/1999 et du 27/05 au 30/06/1999.
- Air Normand. (2004). Mesures de la qualité de l'air à l'intérieur de la gare SNCF de Rouen, quai central. Du 22/11 au 3/12/2004. Association de surveillance de la qualité de l'air en Normandie, Observatoire de la qualité de l'air/ALPA-REMAPP: 16 pages.
- Air Normand. (2006). Evaluation des teneurs en benzène dans des habitations et des lieux publics de petit couronne situés dans la zone touchée par une pollution de la nappe phréatique aux hydrocarbures. Association de surveillance de la qualité de l'Air en Normandie, Observatoire de la qualité de l'air/ALPA-REMAPP: 25 pages.
- AIRAQ. (2003). Campagne de mesure : Gare Bordeaux Saint-Jean, du 06/08/02 au 13/09/02 ; Gare de Poitiers, du 27/03/02 au 24/04/02 et 07/08/02 au 04/09/02. Association de surveillance de la Qualité de l'Air en Aquitaine, Association de surveillance de la Qualité de l'Air en Poitou-Charente: 61 pages.
- AIRAQ. (2004). Qualité de l'air sur l'aéroport de Bordeaux. Du 23/11/04 au 06/01/05. Association de surveillance de la Qualité de l'Air en Aquitaine: 71 pages.
- AIRAQ. (2005). Qualité de l'air sur l'aéroport de Bordeaux. Du 07/11/05 au 07/12/05. Association de surveillance de la Qualité de l'Air en Aquitaine: 50 pages.
- Air'LR. (2005). Air intérieur - Odeurs. Ecole Maternelle de Codognan : intervention du 13 mai 2005. Association de surveillance de la Qualité de l'air en Languedoc-Roussillon: 4 pages.
- Air'LR. (2005a). Poste de douane de Porta (Pyrénées Orientales) : Etat des lieux de la qualité de l'air. Association de surveillance de la Qualité de l'air en Languedoc Roussillon: 4 pages.
- Airparif. (2003). Airparif Actualités n°19. La pollution atmosphérique d'une gare parisienne : la gare de l'Est . Association de surveillance de la qualité de l'air en Ile de France : 4 pages
- Aremartois. (2004). Résultats de la campagne de mesures par les stations mobiles et par tubes à diffusion passive à la gare d'Arras. Réseau de surveillance la qualité de l'air de l'Artois: 48 pages.
- ASPA. (2005). Campagne de mesure du formaldéhyde dans les établissements scolaires et d'accueil de petite enfance de la ville de Strasbourg : bilan des niveaux mesurés. Rapport relatif à la campagne de mesure qui s'est déroulée du 17 novembre au 16 décembre 2004 et du 04 janvier au 27 janvier 2005. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace. 39 pages.
- ASPA. (2005a). Mesure complémentaire du formaldéhyde dans trois établissements scolaires de la ville de Strasbourg : bilan des niveaux mesurés. Rapport relatif aux mesures qui se sont déroulées du 30 août au 1<sup>er</sup> septembre 2005 et du 6 au 8 septembre 2005. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace. 21 pages.

ASPA. (2005b). Etude exploratoire du profil temporel des niveaux de formaldéhyde dans deux établissements scolaires de la ville de Strasbourg à l'aide de prélèvements sur 30 minutes. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace. 47 pages.

ASPA. (2005c). Campagne de mesure dans les lieux publics sur l'agglomération mulhousienne. Rapport relatif à la campagne de mesure qui s'est déroulée du 21 février au 20 avril 2005. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace: 44 pages.

ASPA. (2005d). Caractérisation de la qualité de l'air dans la zone de l'Aéroport Bâle-Mulhouse. Rapport relatif à la campagne de mesures qui s'est déroulée du 6 au 25 février au 20 avril 2005. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace: 44 pages.

ASPA. (2006). Suivi de la qualité de l'air en atmosphère intérieure dans les locaux de l'INSA Bibliothèque. Rapport relatif à la campagne de mesures du 27 au 29 mars 2006 et du 14 au 16 juin 2006. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace: 13 pages.

Atmo Auvergne. (2004). Campagne de mesure des polluants atmosphériques dans le hall de la gare SNCF de Clermont-Ferrand : période de mesure : 8 octobre 2002 – 29 janvier 2003. Association pour la mesure de la pollution atmosphérique de l'Auvergne : 19 pages.

Atmo Champagne-Ardennes. (2002). Etude spécifique menée à l'école du Dr Roux à Reims. Mesure du Butanol, Perchloroéthylène et Styrène. Campagne de mesures du 15 mai au 12 juin 2002. Association de surveillance de la qualité de l'air en Champagne Ardennes: 15 pages.

Atmo Champagne-Ardennes. (2004). Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans une zone commerciale de l'Agglomération Troyenne (Marques Avenue). Campagne de mesures du 16 juin au 8 juillet 2004. Association de surveillance de la qualité de l'air en Champagne Ardennes: 26 pages.

Atmo Pays de Loire. (2003). Mesure de la qualité de l'air à l'intérieur du parking de ralliement à Angers (6 juin au 5 juillet 2002). Association de surveillance de la qualité de l'air dans les pays de Loire :22 pages.

Atmo Pays de Loire. (2004). Mesures exploratoires de la qualité de l'air à l'intérieur du parking de Graslin à Nantes (13 octobre au 3 décembre 2003) : 21 pages.

Atmo Poitou-Charente. (2003). La qualité de l'air dans le parking de la place de Verdun à la Rochelle. Association de surveillance de la qualité de l'air en Poitou-Charente : 2 pages.

Atmo Poitou-Charente. (2005). Mesure de pesticides dans l'air de serres horticoles impact d'un traitement à l'endosulfan. Association de surveillance de la qualité de l'air en Poitou-Charente : 15 pages.

AtmoNPC (2006). Synthèse du Rapport d'études 2006/03/IC – Campagne d'évaluation de la qualité de l'air en gares de Lille du 16/11/2005 au 11 /01/2006. Association de surveillance de la qualité de l'air en Nord Pas-de-Calais: 2 pages.

Atmosf'air. (2002). Parking Tremoule. Résultats des mesures : mai/juin 2001. Association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne: 17 pages.

Atmosf'air. (2003). Mesures dans la caserne des Pompiers, Rue du Transvaal - Dijon. Du 13 au 28 novembre 2001 (du 29 janvier au 11 février 2002 pour les Fumées Noires) Baie mobile. Association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne: 14 pages.

- Atmosf'air. (2004). Bilan des analyses de la qualité de l'air intérieur. Atelier de peinture/métallerie Protoy SA. Association de surveillance de la qualité de l'air en Bourgogne: 6 pages.
- Bouvier G, Blanchard O, et al. (2006). Pesticide exposure of non-occupationally exposed subjects compared to some occupational exposure: a French pilot study. *Sci Total Environ* 366(1): 74-91.
- Bouvier G, Blanchard O, et al. (2006a). Environmental and biological monitoring of exposure to organophosphorus pesticides: Application to occupationally and non-occupationally exposed adult populations. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 16(5): 417-26.
- Bouvier, G, Seta N, et al. (2005a). Contribution to the assessment of the exposure to indoor pesticides in France. *Pollution Atmosphérique Numéro spécial 13<sup>th</sup> IUAPPA World Congress, special session indoor air*: 81-86.
- Bouvier G, Seta N, et al. (2005b). Insecticide urinary metabolites in non occupationally exposed populations. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 8(6): 485-512.
- Bouvier, G. (2005). Contribution à l'évaluation de l'exposition de la population francilienne aux pesticides. Thèse de Doctorat, Faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques, Université René Descartes - Paris V.
- Charpin, D, Boutin-Forzano S, et al. (2005). Le taux d'hygrométrie murale, indicateur de la présence de la moisissure *Stachybotrys chartarum* dans les logements. *Bull Acad Natl Med*. 189(1): 43-51.
- Coparly. (2002). Etude préliminaire de la qualité de l'air dans le métro Lyonnais (21 octobre - 6 novembre 2002). Comité pour le contrôle de la Pollution Atmosphérique dans le Rhône et la région Lyonnaise : 66 pages.
- Dassonville C, Laurent A, et al. (2006). Exposure of newborns to indoor chemical air pollutants: first results. ISEE/ISEA, Paris.
- Desmettres, P. (2006). Connaissance de la Qualité de l'Air Intérieur en région Nord – Pas de Calais » : Phase 1 du Programme Habit'air Nord-Pas de Calais. C.D.H.R. 62, Comité Départemental d'Habitat et d'aménagement Rural Pas-de-Calais: 78 pages.
- DGS (2003). Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France, Direction Générale de la Santé, Ministère de la Santé, de la famille et des personnes handicapées: 23 pages.
- InVS (2004). Episodes de syndromes irritatifs à l'école de Sandy Ground. Saint-Martin, Guadeloupe. St Maurice, Institut de Veille Sanitaire: 52 pages.
- InVS (2006). Une épidémie de syndromes des bâtiments malsains parmi le personnel de la mairie de Villejuif (2004-2005). Rapport d'investigation. St Maurice, Institut de Veille Sanitaire: 30 pages.
- Larroque V, Desauziers V, et al. (2006). Development of a solid phase microextraction (SPME) method for sampling of VOC traces in indoor air. *Journal of Environmental Monitoring* 8(1): 106-111.
- Larroque V, Desauziers V, et al. (2006a). Comparison of two solid-phase microextraction methods for the quantitative analysis of VOCs in indoor air. *Anal Bioanal Chem*.

Le Moullec Y, Dusséaux M, Thibault G. (2004) Connaissance de l'exposition des citoyens à la pollution atmosphérique dans les établissements de loisir : gymnases. Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, Mairie de Paris.

Marchand C, Bulliot B, et al. (2006). Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment* 40(7): 1336-1345.

Marchand, C. (2005). Incidences des teneurs en aldéhydes mesurées dans l'air intérieur et extérieur sur des patients sujets à l'asthme. Thèse de Chimie-Physique. Strasbourg, Université Louis Pasteur de Strasbourg: 201 pages.

Mazoué S, Fischer N, et al. (2005). Size distribution of the submicronic aerosol in a Parisian Metro station. *Pollution Atmosphérique Numéro spécial (13<sup>th</sup> IUAPPA World Congress, special session indoor air)*: 99-101.

ORAMIP (2002). Mesures à l'intérieur d'un local du STNA. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 1 page.

ORAMIP (2002a). Evaluation de la qualité de l'air à l'intérieur d'un local après utilisation dans les conditions réelles d'un produit d'entretien contenant des xylènes. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 2 pages.

ORAMIP (2003). Résultats de l'étude de la qualité de l'air à l'aéroport de Toulouse Blagnac. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 4 pages.

ORAMIP (2004). Evaluation de la qualité de l'air dans un atelier de soudure de la société AIRBUS. Observatoire Régional de la Qualité de l'Air en Midi- Pyrénées: 3 pages.

ORAMIP (2004a). Evaluation de la qualité de l'air dans les ateliers du métro de la SEMVAT. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 3 pages.

ORAMIP (2004b). Mesures de COV et d'aldéhydes en air intérieur au collège de Saint Lys - mars et août 2004. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 5 pages.

ORAMIP (2004c). Mesures de la qualité de l'air pour un supermarché à Cugneaux (31-Haute-Garonne). Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 2 pages.

ORAMIP (2004d). Evaluation de la qualité de l'air dans le tunnel de la future ligne B du métro Toulousain. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 5 pages.

ORAMIP (2005). Mesures complémentaires d'aldéhydes en air intérieur au collège de Saint Lys - mars 2005. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 3 pages.

ORAMIP (2005a). Evaluation des concentrations aldéhydes et composés organiques volatils au sein de la crèche de Cugneaux. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 5 pages.

ORAMIP (2005b). Evaluation des concentrations en composés organiques volatils (COV) au sein d'immeubles de la commune de Carbonne (31). Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 8 pages.

ORAMIP (2005d). Qualité de l'air dans le métro de Toulouse. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 4 pages.

ORAMIP (2005e). Evaluation de la Qualité de l'air dans les locaux de la maison commune de Gaillac. Observatoire Régional de l'Air en Midi- Pyrénées: 9 pages.

Person, A, Laurent AM, et al. (2005). Atmospheric exposure to chloramines in indoor swimming pools. *Pollution Atmosphérique Numéro spécial 13<sup>th</sup> IUAPPA World Congress, special session indoor air*: 93-99.

Piechocki-Minguy A, Plaisance H, et al. (2006). A case study of personal exposure to nitrogen dioxide using a new high sensitive diffusive sampler. *Sci Total Environ* 366(1): 55-64.

Plaisance H, Pennequin-Cardinal A, et al. (2005). Echantillonnage passif des éthers de glycol dans l'air intérieur. Projet de recherche de l'APR 2001 du programme Primequal2. Ecole des Mines de Douai, Département Chimie et Environnement: 103 pages.

Robine E, Lacaze I, et al. (2006). Mesure des aérosols fongiques dans l'air : utilisation de l'ergostérol. *Revue française d'allergologie et d'immunologie clinique* 46: 174-179.

Supaire. (2005). Etude de la qualité de l'air : mesures de la qualité de l'air sur les gares de péages de Saint Quentin Fallavier et Voreppe (mesures réalisées en janvier et février 2005). Surveillance de la pollution de l'air de Roussillon et de ses environs: 49 pages.

# ANNEXES

**Annexe 1 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air intérieur sur la période 2004-2006 (habitats, établissements recevant du public, zones ou modes de transports dans des conditions « normales » d'exposition)**

**Tableau 1 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air dans les habitats sur la période 2004-2006**

Auteur, équipe	Acronyme	Lieu, date	Effectif	Paramètres mesurés														
				NO <sub>2</sub>	CO	Particules	HAP	COV	BTEX	aldéhydes	éthers de glycol	pesticides	bactéries	champignons	acariens	allergènes (CT, CN)	Autres	
Peggy Desmettres ATMO NPC	Habit'air (phase1)	Nord-Pas-de-Calais 2004-2005	60		+	+	+	+	+	+			+		+	+	+	FMA
Hervé Plaisance Ecoles des Mines de Douai	Habit'air (phase1)	Nord-Pas-de-Calais 2005	60										+					
Stéphane Le Calve Hôpitaux de Strasbourg	-	Strasbourg 2004-2005	162									+						
Isabelle Momas (Paris V) Olivier Blanchard (INERIS)	EXPOPE	Ile de France 2002-2004	130											+				
Claire Dassonville Faculté Pharmacie, Paris V	-	Ile de France 2004-2005*	150	+					+						+	+	+	FET <sup>(2)</sup>
Denis Charpin Hôpitaux de Marseille	-	Marseille 2002	100													+		
Hervé Plaisance Ecole des Mines de Douai	-	Lille 2001-2002	44	+														
Enric Robine CSTB	-	?, ?	6														+	

(1) mesures des endotoxines  
\* Résultats préliminaires

(2) FET : exposition à la fumée environnementale de tabac estimée par mesures de nicotine

(3) mesure de l'ergostérol aéroporté

**Tableau 2 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air dans les établissements recevant du public sur la période 2004-2006**

Typologie des bâtiments	Lieu de vie	Auteur, équipe	Lieu, date	Effectif	Paramètres mesurés											
					NOx	CO	Particules (PM10)	Métaux	HAP	COV	BTEX	aldéhydes	ozone	Champignons	Autres	
Etablissements pour enfants	Jardin d'enfants	Desauziers Valérie Ecoles des Mines d'Alès	? 2004	1							+					
	Ecoles	Desauziers Valérie Ecoles des Mines d'Alès	Bordeaux 2005	2							+					
	Ecoles + lieux d'accueil pour la petite enfance	ASPA	Strasbourg 2004-2005	144									+			
	Ecoles	ASPA	Strasbourg 2005	3										+		
	Ecoles	ASPA	Strasbourg 2006	2										+		
	Ecoles	Enric Enric CSTB	? ?	2												+
Etablissements recevant du public	Variés (halls de gare, transports...)	Stéphane Le Calve Hôpitaux de Strasbourg	Strasbourg 2004	8									+			
	Variés (groupes scolaires, lieux culturels, parking...)	ASPA	Mulhouse 2005	30	+		+	+	+	+			+			
	Zone commerciale	Atmo Champagne Ardennes	Troyes 2004	1	+	+	+				+		+			
	Bibliothèque	ASPA	Strasbourg 2006	1							+		+			
Espaces de loisir	Gymnases	Le Moullec Yvon LHVP	Paris 2003	13												chloramines
	Piscines	Le Moullec Yvon LHVP	Paris 2002-2003	30	+	+	+	(2)				+	+	+		

(1) mesures des endotoxines

(2) PM10 et PM2.5

**Tableau 3 : Synthèse des études françaises relatives à la qualité de l'air dans les zones ou modes de transport sur la période 2004-2006**

Lieu de vie	Auteur, équipe	Lieu, date	Paramètres											
			NOx	CO	Particules (PM10)	Métaux	HAP	SO2	COV	BTEX	aldehydes	ozone	Autres	
Aéroports	Air AQ	Bordeaux, 2004	+	+	+					+	+			
	Air AQ	Bordeaux, 2005	+	+	+									
	ASPA	Bâle-Mulhouse, 2005										+		
	ASPA	Bâle-Mulhouse, 2006										+		
	ORAMIP	Toulouse, 2001-2002	+						+		+		+	
Gares	AIRAQ	Bordeaux/Poitiers, 2002	+	+	+	+								
	Atmo Auvergne	Clermont-Ferrand, 2002-2003	+	+	FN <sup>(1)</sup>									
	Aremartois	Arras, 2003	+		+			+		+			+	
	AirParif	Paris, 2001	+	+	+ <sup>(2)</sup>			+	+	+		+		(b)
	Air Normand	Rouen, 2004	+		+	+	+							
	Atmo NPC	Lille, 2005-2006	+	+	+	+	+	+			+	+		
Trains	Abadie 2004, LEPTAB La Rochelle	(wagons de TGV), ?			0,3-10 µm									
Parkings	Atmosfair	Dijon, 2001	+	+	FN <sup>(1)</sup>									
	Air Pays de Loire	Angers, 2002	+	+	+				+					
	Atmo Poitou Charentes	La Rochelle, 2002	+	+	+						+			
	Air Pays de Loire	Nantes, 2004	+	+	+				+					
Enceintes ferroviaires	DGS/CSHPF	Ile de France, < 2003 <sup>(a)</sup>	+	+	+	+	+	+			+			(c)
Métro	Coparly	Lyon, 2002	+	+	+ <sup>(2)</sup>	+								
	ORAMIP	Toulouse, 2004-2005	+		+	+	+				+			(d)
	Air Breizh	Rennes, 2004-2005	+	+	+0	+					+			
	Mazoue 2005, RATP/Université Paris 12	Paris, ?			+ <sup>(3)</sup>	+								

(1) FN = Fumées Noires

(2) PM10 et PM2.5

(3) Plus distribution granulométrique

(a) synthèse des données RATP/SNCF

(b) carbone suie, carbone organique

(c) carbone élémentaire et organique, silice cristalline, fibres (dont amiante)

(d) silice cristalline

## Annexe 2 : Principales équipes impliquées dans la thématique « Qualité de l’Air Intérieur » durant la période 2004-2006

Contact	Organisme, adresse	Coordonnées	Thématique
Blanchard Olivier	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 64 27 olivier.blanchard@ineris.fr	Etude EXPOPE
Charpin Denis	Hôpital Nord Chemin des Bourrely 13915 Marseille Cedex 20	04 91 96 86 30 upres2050@marseille.inserm.fr	Allergènes biologiques
Cochet Amandine	CIRE d'Ile-de-France	amandine.cochet@sante.gouv.fr 01 44 84 20 79	Etude d'intervention mairie Villejuif
Cuny Damien	Laboratoire de Botanique et de Cryptogamie Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques Université Lille2 3, rue du Professeur Laguesse - B.P. 83 59006 LILLE CEDEX	damien.cuny@univ-lille2.fr 03 20 96 47 18	Programme PHYTAIR (en cours)
Dassonville Claire Momas Isabelle	Faculté de pharmacie Laboratoire de santé publique et d'hygiène 4 avenue de l'Observatoire 75 005 Paris	claire.dassonville@ext.univ-paris5.fr isabelle.momas@univ-paris5.fr	Cohorte d'enfants franciliens Etude EXPOPE
Desauziers Valérie	L.G.E.I – Ecole des Mines d'Alès Hélioparc – 2 av. Pierre Angot 64053 PAU Cedex 9	valerie.desauziers@ema.fr 05 59 30 54 25	COV
Desmettres Peggy	Atmo Nord - Pas de Calais World Trade Center Lille 299, boulevard de Leeds 59777 EURALILLE	p.desmettres@atmo-npdc.fr 08 10 10 59 62 / 03.21.63.69.01 http://www.atmo-npdc.fr	Habit'air
Le Calvé Stéphane	Centre de Géochimie de la Surface Equipe de Physico-Chimie de l'Atmosphère 1 rue Blessig 67084 Strasbourg cedex	slecalve@illite.u-strasbg.fr 03 90 24 03 68	Aldéhydes Strasbourg
Le Moullec Yvon	Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris 11, rue George Eastman 75013 Paris	01 44 97 88 30 yvon.lemoullec@mairie-paris.fr	Etudes LHVP (piscines, gymnases)
Mandin Corinne	INERIS Direction des risques chroniques BP2 60 550 Verneuil en Halatte	03 44 55 61 77 corinne.mandin@ineris.fr	Rédactrice bulletin RSEIN
Plaisance Hervé	Ecole des Mines de Douai Département Chimie et Environnement 941 rue Charles Bourseul, BP 838 59 508 Douai Cedex	03 27 71 26 14 plaisance@ensm-douai.fr	NO <sub>2</sub> , éthers de glycol
Révélât Edwige	ATMO Poitou-Charentes	05.46.44.83.88	Recensement des études "QAI" des AASQA
Van-Haluwyn Chantal	Laboratoire de Botanique et de Cryptogamie Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques Université Lille2 3, rue du Professeur Laguesse - B.P. 83 59006 LILLE CEDEX	chantal.vanhaluwyn@univ-lille2.fr 03 20 96 43 69	Programme BIOCOV (en cours)

### **Annexe 3 : Programmes de recherche en cours (exemples)**

#### **Programme BIOCOV**

Les facultés de médecine et de pharmacie de Lille mènent un programme de recherche (BIOCOV) visant à étudier l'exposition aux COV et les corrélations entre les COV atmosphériques, sanguins et urinaires. La 1<sup>ère</sup> phase d'étude, en cours de réalisation, vise à caractériser l'exposition de travailleurs à l'aide de dosages de métabolites urinaires couplés à une caractérisation des profils de COV atmosphériques sur le lieu de travail et au domicile des participants. Une vingtaine de travailleurs (non-fumeurs) ont été recrutés dans 3 types d'industries différentes. Pour chaque individu, des prélèvements atmosphériques sont réalisés à l'aide de canisters portables (sac à dos) de façon séquentielle sur 24 heures (1 canister en milieu professionnel, 1 canister dans les transports et 1 canister au domicile<sup>71</sup>). La seconde phase du programme, qui débutera au 1<sup>er</sup> trimestre 2007, visera à appliquer le même protocole d'étude chez une vingtaine de volontaires en population générale afin de comparer leur exposition à celle des travailleurs. Les COV prélevés seront dosés en GC/MS. Parmi les COV, seront principalement recherchés les BTEX et le triméthylbenzène. L'ensemble des résultats de l'étude BIOCOV est attendu pour la fin de l'année 2007 (contact : Chantal Van-Haluwyn, Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques de Lille).

#### **Programme PHYTAIR**

Réalisé en collaboration entre le CTSB de Nantes et le laboratoire de botanique de la faculté de pharmacie de Lille, le programme PHYTAIR a pour objectif d'étudier les capacités de dégradation ou de dépollution de certains polluants intérieurs par divers végétaux (bioépuration) ; il vise aussi à la mise au point des dosages de marqueurs de génotoxicité ou de stress oxydant chez les plantes. La première phase de ce programme a permis de mettre au point, dans des conditions de laboratoire, une méthode standardisée d'estimation des capacités d'épuration des végétaux vis à vis de différents polluants atmosphériques (toluène, benzène, CO) et de développer les outils ou marqueurs de génotoxicité et de stress oxydant chez les végétaux. La prochaine phase du programme consistera à appliquer ces méthodes standardisées dans des conditions réelles de vie dans l'habitat de particuliers et/ou dans des écoles (contact : Damien Cuny, Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques de Lille).

---

<sup>71</sup> La durée prévisible des prélèvements au domicile est de l'ordre de 10 à 12 heures.