



HAL
open science

Évaluation de l'exposition professionnelle à la pollution atmosphérique urbaine d'agents de police municipaux

Marie-Anne de Casamayor-Gautier

► **To cite this version:**

Marie-Anne de Casamayor-Gautier. Évaluation de l'exposition professionnelle à la pollution atmosphérique urbaine d'agents de police municipaux. Médecine humaine et pathologie. 1997. dumas-00824861

HAL Id: dumas-00824861

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00824861>

Submitted on 22 May 2013

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

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

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il n'a pas été réévalué depuis la date de soutenance.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact au SICD1 de Grenoble : thesebum@ujf-grenoble.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

1er exemplaire



**UNIVERSITE JOSEPH FOURIER
FACULTE DE MEDECINE DE GRENOBLE**

Année 1997

N° d'Ordre **5080**

**EVALUATION DE L'EXPOSITION
PROFESSIONNELLE
A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE URBAINE
D'AGENTS DE POLICE MUNICIPAUX**

**Thèse
présentée pour l'obtention du Doctorat en Médecine
DIPLOME D'ETAT**

**Marie-Anne de Casamayor épouse Gautier
Née le 01 Septembre 1969, à BORDEAUX**

Thèse soutenue publiquement le 24 novembre 1997 à 18 heures

Devant le Jury composé de

**Monsieur le Professeur MALLION
Monsieur le Professeur de GAUDEMARIS
Monsieur le Professeur PISON
Monsieur le Docteur PERDRIX
Madame le Docteur MAITRE**

Président du Jury

**UNIVERSITE JOSEPH FOURIER
FACULTE DE MEDECINE DE GRENOBLE**

Année 1997

N° d'Ordre

**EVALUATION DE L'EXPOSITION
PROFESSIONNELLE
A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE URBAINE
D'AGENTS DE POLICE MUNICIPAUX**

**Thèse
présentée pour l'obtention du Doctorat en Médecine**

DIPLOME D'ETAT

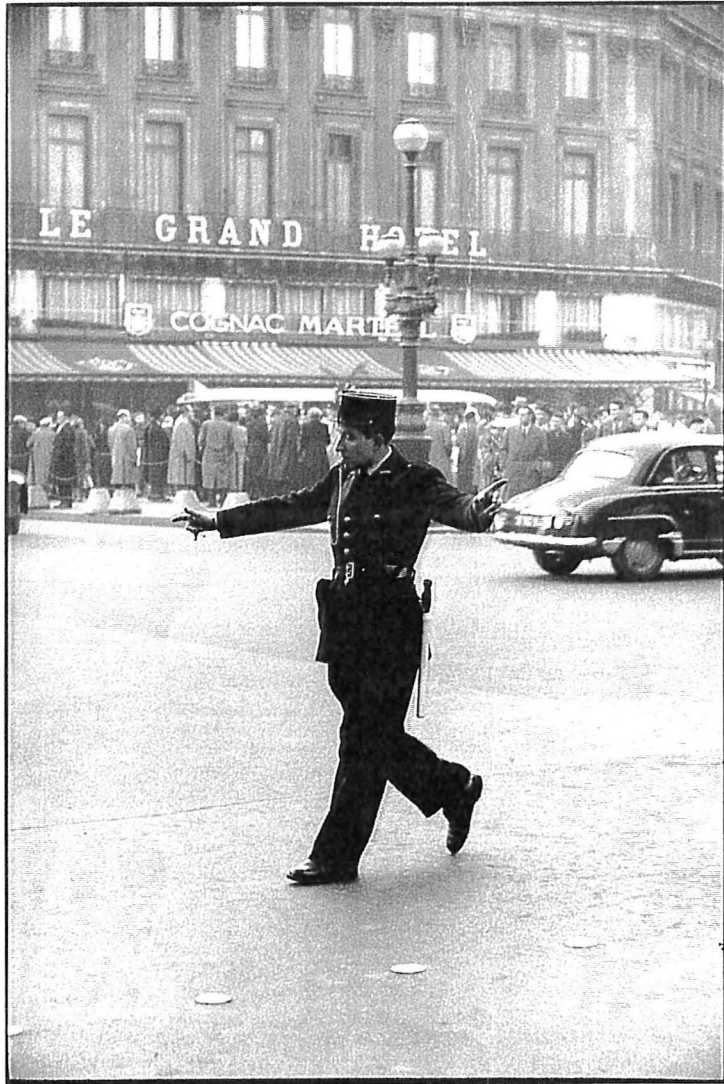
**Marie-Anne de Casamayor épouse Gautier
Née le 01 Septembre 1969, à BORDEAUX**

Thèse soutenue publiquement le 24 novembre 1997 à 18 heures

Devant le Jury composé de

**Monsieur le Professeur MALLION
Monsieur le Professeur de GAUDEMARIS
Monsieur le Professeur PISON
Monsieur le Docteur PERDRIX
Madame le Docteur MAITRE**

Président du Jury



UNIVERSITE JOSEPH FOURIER FACULTE DE MEDECINE DE GRENOBLE

Domaine de la Merci 38700 LA TRONCHE

Doyen de la Faculté
Vice-Doyen
Assesseurs

M. le Professeur J. L. DEBRU
M. le Professeur A. HADJIAN
M. le Professeur B. RAPHAEL
M. le Professeur J.P. ROMANET
M. le Professeur B. SELE

PROFESSEURS DES UNIVERSITES - PRATICIENS HOSPITALIERS

MM.			HOSTEIN	Jean	Hépto-Gastro-Entérol.
AMBLARD	Pierre	Dermato. Vénérologie	JUVIN	Robert	Rhumatologie
AMBROISE-THOMAS	Pierre	Parasitologie et Mycol.	JALBERT	Pierre	Génétique.
BACONNIER	Pierre	Biostatistiques et Informatique Méd.	KOLODIE	Lucien	Hématologie
BACHELOT	Ivan	Endocrinologie et Maladies Métaboliques	LE BAS	François	Biophys. et Trait. de l'Image.
BARGE	Michel	Neurochirurgie	LEBEAU	Jacques	Stomat. et Chirurgie Maxillo- Faciale
BARRET	Luc	Médecine Légale	LEROUX	Dominique	Génétique
BAUDAIN	Philippe	Radiologie et Imag. Méd.	LETOUBLON	Christian	Chirurgie Générale
BEANI	J.-Claude	Dermatologie, Vénérologie	LEVERVE	Xavier	Thérapeutique
BENABID	Al.-Louis	Biophys. et Trait. de l'image	LUNARDI	Joël	Biochimie et Bio. Molécul.
BENSA	J. Claude	Immunologie	MACHECOURT	Jacques	Cardio. et Maladie Vascul.
BERNARD	Pierre	Gynéco et Obstétrique	MAGNE	Jean-Luc	Chir. Vasculaire
BESSARD	Germain	Pharma. Fondamentale	MALLION	J. Michel	Méd. du Trav. et Risques Prof.
BLIN	Dominique	Chir. Thor. et Cardio Vascul.	MASSOT	Christian	Médecine Interne
BOLLA	Michel	Radiothérapie	MERLOZ	Philippe	Chir. Ortho. et Traumatol.
BOST	Michel	Pédiatrie	MOREL	Françoise	Bioch. et Biol. Moléculaire
BOUCHARLAT	Jacques	Psychiatrie d'adultes	MICOUZ	Max	Maladies Infect. et Trop.
BRAMBILLA	Christian	Pneumologie	MOUILLON	Michel	Ophtalmologie
BRAMBILLA	Elisabeth	Anatomie et Cyto. Pathol.	MOUSSEAU	Mireille	Cancérologie
BRICHON	P.Yves	Chir. Thor. et Cardio.Vasc.	NOUTET	François	Chir. Plast.Reconst. et Esth.
CARPENTIER	Patrick	Méd. Interne	PASQUIER	Basile	Anat. et Cyto.Patho
CHAMBAZ	Edmond	Biologie Cellulaire	PASSAGIA	J.-Guy	Anatomie.
CHARACHON	Robert	O.R.L.	PAYEN de LA GARANDERIE	J. François	Anesthésiologie
CHIROSSSEL	J. Paul	Anatomie	PELLAT	Jacques	Neurologie
CINQUIN	Philippe	Biostatistique et Inf. Méd.	PERRET	Jean	Neurologie
COLOMB	Maurice	Immunologie	PISON	Christophe	Pneumologie
COMET	Michel	Biophys. et Trait. de l'image	PHELIP	Xavier	Rhumatologie
CORDONNIER	Daniel	Néphrologie	POLLAK	Pierre	Pharmacologie
COULOMB	Max	Radiologie et Imagerie Méd.	RACINET	Claude	Gynécologie-Obstétrique
CROUZET	Guy	Radiologie et Imagerie Méd.	RAMBAUD	Pierre	Pédiatrie
DEBRU	Jean-Luc	Médecine Interne	RAMBEAUD	J. Jacques	Urologie
DE GAUDEMARI	Régis	Méd. du Trav. et des risques professionnels.	RAPHAEL	Bernard	Stomat. et Chirurgie Maxillo-faciale
DEMONGEOT	Jacques	Biostatistique et Inf. Méd.	REYT	Emile	O.R.L.
DENIS	Bernard	Cardio. et Malad. Vascul.	ROMANET	J. Paul	Ophtalmologie
DUPRE	Alain	Chirurgie Générale	SARAGAGLIA	Dominique	Chir. Orthopédique et Traumatologique
DYON	J.François	Chirurgie Infantile	SARRAZIN	Roger	Chirurgie Générale
ETERRADOSSI	Jacqueline	Physiologie	SCHAERER	René	Cancérologie
FAGRET	Daniel	Bioph et Trait. Image	SEIGNEURIN	Daniel	Histo.embryo.cytogénét. Reproduction
FAURE	Claude	Anatomie	SEIGNEURIN	J. Marie	Bactério-Viro - Hygiène.
FAVROT	Marie C.	Cancerologie CLB Lyon	SELE	Bernard	Biologie du Développement et de la Reproduction
FEUERSTEIN	Claude	Physiologie	SOTTO	J. Jacques	Hématologie et Transfusion
FOURNET	Jacques	Hépto-Gastro-Entéro.	STAHL	J. Paul	Maladies Infect. et Trop.
FRANCO	Alain	Médecine. Interne	VIALTEL	Paul	Néphrologie
GARNIER	Philippe	Pédiatrie	VROUSOS	Constantin	Radiothérapie
GIRARDET	Pierre	Anesthé. et Réa. Chir.	ZARSKI	J.Pierre	Hépto-Gastro-Entérol.
GOULLIER	Andrée	Parasitologie et Mycologie			
GUIDICELLI	Henri	Chirurgie Vasculaire			
GUIGNIER	Michel	Réanimation Médicale			
HADJIAN	A.-Jean	Biochimie et biol.Mol.			
HALIMI	Serge	Nutrition			
HOMMEL	Marc	Neurologie			

A Monsieur le Professeur Mallion

Nous vous remercions de nous faire l'honneur de présider ce jury.

Nous vous exprimons notre sincère gratitude et nous vous assurons de notre profond respect.

A Monsieur le Pr de Gaudemar

Nous avons eu l'honneur de bénéficier de vos compétences en épidémiologie et en statistiques.

Nous vous remercions pour votre grande disponibilité, votre patience et la formation dont vous nous avez fait profiter.

Soyez assuré de notre respect sincère.

A Monsieur le Pr Pison

Nous vous remercions de figurer parmi nos juges.

Soyez assuré de notre reconnaissance.

A Monsieur le Dr Perdrix

Nous vous remercions d'avoir consacré de votre temps et de nous avoir fait profiter de vos connaissances pour la réalisation de ce travail.

Vos grandes qualités humaines nous ont beaucoup appris et nous serviront tout au long de notre parcours professionnel.

Soyez assuré de notre profond respect.

A Madame le Dr Maitre

Nous vous remercions pour vos compétences et votre esprit de synthèse qui nous ont permis de progresser durant nos études.

Nous tenons à remercier également

- **Les responsables municipaux** qui nous ont donné leur accord pour faire cette étude.

Madame Kirkyacharian, monsieur Gilbert et madame Bahier.

Messieurs Bonnet, Baylé, Modesto et Ducrettet.

- **L'équipe du service de médecine préventive de la ville de Grenoble** qui m'a accueillie avec beaucoup de gentillesse pendant 6 mois.

Encore merci au Dr Josée Julien, au Dr Catherine Carrel et à Marie-Paule et Martine.

- **Toute l'équipe des policiers et des agents du contrôle du stationnement payant de la ville de Grenoble** qui ont participé bénévolement à cette étude.

- **Les laboratoires partenaires de notre étude**,
et plus particulièrement Joseph Suarez et Hervé Villars.

- **L'ASCOPARG**,
et plus particulièrement Nicolas Vigier.

- Et enfin **Sylvette** pour son aide précieuse lors de recherche bibliographique « pointue », **Marie** pour son aide et sa patience lors du « décriptage » des résultats, et **Pascale** pour ses conseils en traitement de texte.

A Pascal, avec tout mon amour

Qui a su pendant toutes ces longues années s'armer de patience ... sans jamais la perdre !

A Matthieu, Anne-Lucie et à tous les petits frères et soeurs à venir, avec tout l'amour de leur maman.

A mes parents, pour leur amour sans faille. Qu'ils soient assurés du mien.

A Marina, Jean-Renaud et Laurent

A mes Beaux-Parents, pour leur gentillesse et leur aide sereine.

A ma Famille et à ma Belle-Famille, et plus particulièrement à « Vinçou » mon « bof préféré » !

A Catherine, pour ses conseils toujours précieux.

A Sophie et Dorothée, pour leur amitié.

A Joce, Isa, Lynda et Jean-louis pour leur disponibilité et leur gentillesse.

A tous mes amis.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION

LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SES EFFETS SUR LA SANTE

I - LA POLLUTION ET LES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES	3
I -1 Définitions	3
I - 2 Classification des polluants	6
I - 3 Comportement des polluants dans l'atmosphère	7
I - 3 - a Processus.....	7
I - 3 - b Facteurs météorologiques influençant le niveau de pollution	8
I - 3 - b - 1 Conditions météorologiques favorisant la dispersion des polluants	8
I-3-b-2 Conditions météorologiques favorisant l'accumulation des polluants	9
I-3-b-3 Conditions météorologiques favorisant la transformation des polluants : la pollution photochimique	10
I - 4 Cas particulier de Grenoble et de son agglomération	11
II - SOURCES DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE URBAINE	12
II - 1 La pollution d'origine naturelle	12
II - 3 La pollution d'origine anthropogénique	12
II - 3 La pollution spécifique due aux véhicules automobiles :	13
II - 3 - a Les carburants automobiles et leurs émissions	14
II-3-a-1 Les essences.....	15
II-3-a-2 Le diesel	16
II-3-a-3 Les biocarburants et le gaz de pétrole liquide (GPL).....	18
II - 3 - b Les pots catalytiques	19

III LES MOYENS REGLEMENTAIRES DE SURVEILLANCE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE DES VILLES.....	20
III - 1 Les réseaux français de surveillance	20
III - 2 Les moyens de surveillance de la pollution urbaine	20
III - 2 - a Les analyseurs automatiques en continu	20
III - 2 -b Cas particulier des prélèvements de particules.....	21
III - 3 A Grenoble : l'ASCOPARG	21
IV - LES POLLUANTS URBAINS : CARACTERISTIQUES ET EFFETS SUR LA SANTE .	23
IV - 1 Maladies respiratoires et pollution atmosphérique.....	23
IV - 1 - a Rappels physiopathologiques.....	23
IV-1-a-1 Les moyens de défense de l'organisme vis-à-vis des aérocontaminants	23
IV-1-a-2 L'atopie et l'asthme.....	25
IV - 1 - b Allergie et pollution atmosphérique.....	26
IV - 2 Les polluants atmosphériques : caractéristiques et effets sur la santé.....	28
IV - 2 - a Les polluants gazeux :.....	29
IV-2-a-1 Le dioxyde de soufre (SO ₂).....	29
IV-2-a-2 Les oxydes d'azote NO, NO ₂ et NOx	32
IV-2-a-3 L'Ozone troposphérique (O ₃)	35
IV-2-a-4 Le peroxyacetyl nitrate (PAN).....	41
IV-2-a-5 Les aldéhydes	41
IV-2-a-6 Le 1,3 butadiène.....	49
IV-2-a-7 Les hydrocarbures aromatiques monocycliques ou BTX	49
IV-2-a-8 Le monoxyde de carbone (CO).....	56
IV - 2 - b Les polluants particulaires :	60
IV-2-b-1 Les particules	60
IV-2-b-2 Les acides et dérivés	65
IV-2-b-3 Les métaux.....	67
IV-2-b-4 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP	73
IV - 3- c Conclusion.....	77

EVALUATION DE L'EXPOSITION INDIVIDUELLE DES POLICIERS MUNICIPAUX

I MATERIEL ET METHODES	80
I - 1 Préalables à l'étude.....	80
I - 2 La population suivie.....	80
I - 3 Les prélèvements atmosphériques.....	82
I - 3 - a Techniques utilisées	82
I - 3 - b Protocoles des prélèvements.....	85
I - 3 - b - 1 Les prélèvements individuels	85
I - 3 - b - 2 Les prélèvements d'ambiance.....	87
I - 3 - c Méthode de calcul des résultats.....	91
I - 3 - c - 1 Pour la campagne de juin.....	91
I - 3 - c - 2 Pour la campagne de janvier.....	91
I - 3 - c - 3 Pour les deux campagnes.....	91
I - 4 Les explorations respiratoires	92
I - 4 - a Les EFR.....	92
I - 4 - b Les débits longitudinaux.....	93
I - 5 Lieu et calendrier des prélèvements atmosphériques	94
I - 6 Les données météorologiques.....	94
I - 7 Les conditions de trafic	95
II RESULTATS	96
II - 1 Résultats des campagnes de métrologie atmosphérique.....	96
II - 1 - a La campagne d'été : juin 1996.....	96
II - 1 - a - 1 Conditions météorologiques.....	96
II - 1 - a - 2 Conditions de trafic automobile	97
II - 1 - a - 3 Résultats des prélèvements atmosphériques.....	97
II - 1 - a - 4 Résultats des questionnaires individuels journaliers	109

II - 1 - b La campagne d'hiver : janvier 1997	109
II - 1 - b - 1 Conditions météorologiques	109
II - 1 - b - 2 Les conditions de trafic	111
II - 1 - b - 3 Résultats des prélèvements atmosphériques	111
II - 1 - b - 4 Résultats des questionnaires individuels journaliers	125
I - 2 Résultats des Explorations respiratoires	126
I - 2 - a Les spirométries	126
I - 2 - b Les dévimétries longitudinales	130
III - DISCUSSION	134
III - 1 Les prélèvements atmosphériques	134
III - 1 - a Considérations préalables	134
III - 1 - a - 1 Concernant la pollution globale	134
III - 1 - a - 2 Concernant l'exposition individuelle des policiers	135
III - 1 - b Les différents polluants	136
III - 1 - b - 1 Les particules	136
III - 1 - b - 2 Le plomb	138
III - 1 - b - 3 Les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	140
III - 1 - b - 4 Les Aldéhydes	142
III - 1 - b - 5 Les Hydrocarbures aromatiques monocycliques ou BTX	144
III - 2 Les Explorations Respiratoires	146
III - 2 - a Les spirométries	146
III - 2 - b Les dévimétries	147
III - 3 Stratégie de surveillance	147
III - 4 Perspectives	148

CONCLUSION

ANNEXES

BIBLIOGRAPHIE

INTRODUCTION

Depuis la dernière guerre mondiale, l'ensemble des pays industrialisés a subi un essor économique majeur. Des épisodes importants de pollution d'origine industrielle ont eu lieu, comme celui de Londres en 1952, qui ont conduit les instances dirigeantes à prendre des mesures limitatives.

A l'heure actuelle, la pollution d'origine industrielle est donc moins un problème. Depuis une vingtaine d'années, on observe un accroissement très important du parc automobile, et du diesel en particulier. Dans les grandes villes des pays industrialisés, la pollution est donc plutôt le fait des échappements des véhicules que celui des émanations industrielles.

Par ailleurs, devant l'augmentation de fréquence des pathologies irritatives broncho-pulmonaires, ORL et ophtalmologiques, de nombreuses études épidémiologiques ont été réalisées dans le monde entier. Certaines ont trouvé un lien entre l'exposition à des polluants atmosphériques et l'incidence élevée de ces affections. De plus, les effets de certains polluants sont bien connus pour des taux élevés comme on les rencontre dans le milieu professionnel. C'est l'exemple du benzène, qui peut donner lors d'exposition importante des leucémies.

La pollution atmosphérique devient donc maintenant autant un problème de santé publique, qu'un problème écologique. Il devient indispensable de connaître au mieux les niveaux des polluants environnementaux et que dans toutes les grandes villes, des réseaux de surveillance se développent, afin d'étudier et de mieux connaître leurs effets pour des expositions de longue durée.

C'est dans cette optique que le projet **IMPAS, ou Impact de la Pollution Atmosphérique sur la Santé de la population**, a vu le jour.

C'est un projet multidisciplinaire dont les participants sont :

- Le LESAM ou Laboratoire d'Etudes des Systèmes Atmosphériques Multiphasiques, de l'Université de Savoie, Chambéry
- Le GRECA ou Groupe de Recherche sur l'Environnement et la Chimie Appliquée, à Grenoble.
- Le LEGI ou Laboratoire des Ecoulements Géophysiques et Industriels, à Grenoble.
- Le Laboratoire de Santé publique de Grenoble et le service de pneumologie du CHU de Grenoble
- Le laboratoire de Toxicologie et de Médecine du Travail de Grenoble, pour lequel nous avons réalisé ce travail.

Et l'ASCOPARG (Association pour le Contrôle et la Préservation de l'Air dans la Région Grenobloise) en temps que conseiller.

En tant que médecin du travail, notre participation dans cette étude a consisté à évaluer les niveaux individuels d'exposition toxique de sujets professionnellement exposés à la pollution atmosphérique. En effet, les réseaux de surveillance de la pollution des grandes villes sous-estiment très probablement les niveaux de pollution auxquels sont soumises les populations urbaines leurs prélèvements se faisant en des endroits fixes, souvent à distance des voies de circulation. Il est donc important de développer des méthodes d'évaluation de l'exposition individuelle aux polluants atmosphériques urbains en utilisant des prélèvements portatifs individuels fixés sur les sujets.

Dans notre travail, nous rappellerons dans une première partie bibliographique ce qu'est la pollution urbaine, et ce que sont les effets sur la santé des polluants urbains aux taux environnementaux.

Puis nous exposerons notre étude qui a consisté en l'évaluation de l'exposition professionnelle à la pollution atmosphérique urbaine. Celle-ci s'est déroulée pendant deux périodes (juin 1996 et janvier 1997) et comporte une partie clinique avec des explorations fonctionnelles respiratoires et une partie toxicologique avec des prélèvements métrologiques atmosphériques.

Les résultats seront discutés et nous dégagerons les conclusions et les perspectives à l'issue de ce travail.

Ce travail multidisciplinaire permettra de proposer des mesures de prévention tant techniques que réglementaires, et à plus longue échéance la mise en place d'études épidémiologiques afin d'évaluer le risque auquel est soumise la population.

LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE ET SES EFFETS SUR LA SANTE

I - LA POLLUTION ET LES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES

I-1 Définitions

Il y a pollution de l'air lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante de ses composants est susceptible (compte tenu des connaissances scientifiques du moment), de provoquer un effet nocif ou de créer un nuisance ou une gêne [Vieillard et al, 1989].

Un **polluant atmosphérique** peut être défini comme toute substance ajoutée au milieu en concentration suffisante pour produire un effet mesurable sur l'homme, les animaux, la végétation ou les matériaux de construction [Chambers, 1968]. Ce sont toutes les substances naturelles ou artificielles susceptibles d'être aéroportées : gaz, particules solides, aérosols de liquides, ou mélanges de ces formes.

Le terme d'**aérosol** est générique et il recouvre tous les types de particules en suspension telles que les fumées, les poussières ou les vésicules [Degobert, 1992 ; INRS, 1993] :

- **les fumées** sont des dispersions de particules très fines engendrées par des procédés thermiques par condensation ou combustion incomplète.
- **les poussières** sont des dispersions de particules solides formées par un procédé mécanique ou par la remise en suspension à partir d'un lieu de dépôt.
- **les vésicules** ou **brouillards** sont des aérosols liquides ou comportant une phase liquide .

Les **particules** sont des aérosols créés par la dispersion dans l'air de solides et de liquides atomisés dans un milieu gazeux. Dans les villes de pays industrialisés, les particules sont solides et en suspension dans l'air. Elles sont émises surtout par les véhicules automobiles et les procédés industriels [Lambert, 1994].

Deux paramètres importants servent à les qualifier qui sont [INRS, 1993] :

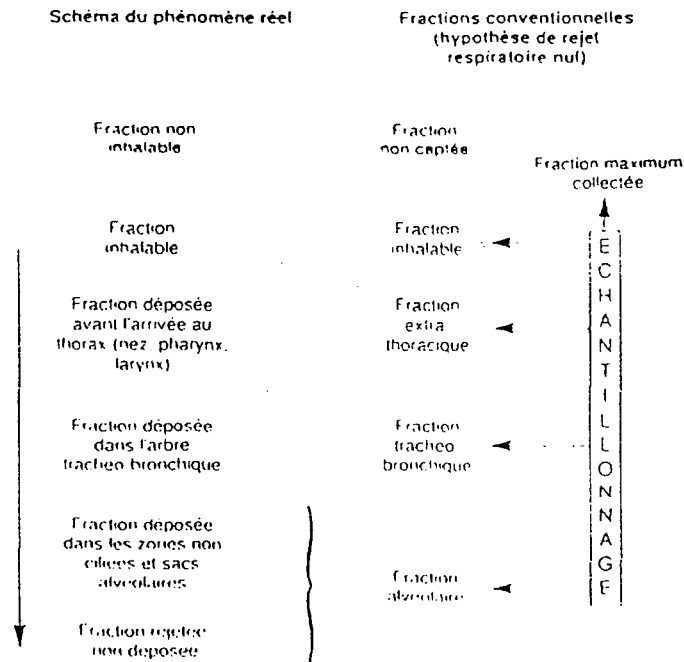
- **le Diamètre Aérodynamique ou D_{ae}** : diamètre de la sphère de masse volumique 10^3kg/m^3 dont la vitesse limite de chute dans l'air calme est identique à celle d'une particule dans les mêmes conditions de pression, de température et d'humidité relative. Il dépend de la taille, de la forme et de la densité de la particule.

- le diamètre de coupure ou Dae 50 : valeur du Dae telle que la moitié des particules considérées ont un diamètre inférieur ou supérieur .

Les particules atmosphériques urbaines ont un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm et une vitesse de sédimentation lente (les plus grosses particules ayant tendance à retomber au sol) [Degobert, 1992]. Leur vitesse limite de chute maximale n'excède pas 0.25 m/s (dans l'air immobile, à la température de 20°C et à une pression atmosphérique de 101 kPA, cette vitesse correspond à celle d'une particule de diamètre 100 µm et de masse volumique 10³ kg/m³) [INRS, 1993]. Les plus petites particules (diamètre inférieur à 1 µm) peuvent rester en suspension dans l'atmosphère pendant des semaines et être transportées à distance et même à l'intérieur des locaux où les taux parfois peuvent être très élevés. Celles de diamètre compris entre 2 et 5 µm tombent au sol dans les heures suivantes [Seaton et al. 1995].

On peut ainsi séparer les particules schématiquement en deux groupes [Brain et al., 1979] : les particules de diamètre compris entre 5 et 10 µm qui proviennent des émissions industrielles ou du sol et celles de diamètre compris entre 0.2 et 0.5 µm qui sont produites par l'ensemble des réactions chimiques ayant lieu dans l'atmosphère.

Il existe ainsi différentes fractions de particules atmosphériques qui seront inhalées par l'homme en fonction de leur diamètre aérodynamique et de caractéristiques de sélection à l'entrée des voies respiratoires humaines (physiques, anatomiques, et physiologiques).

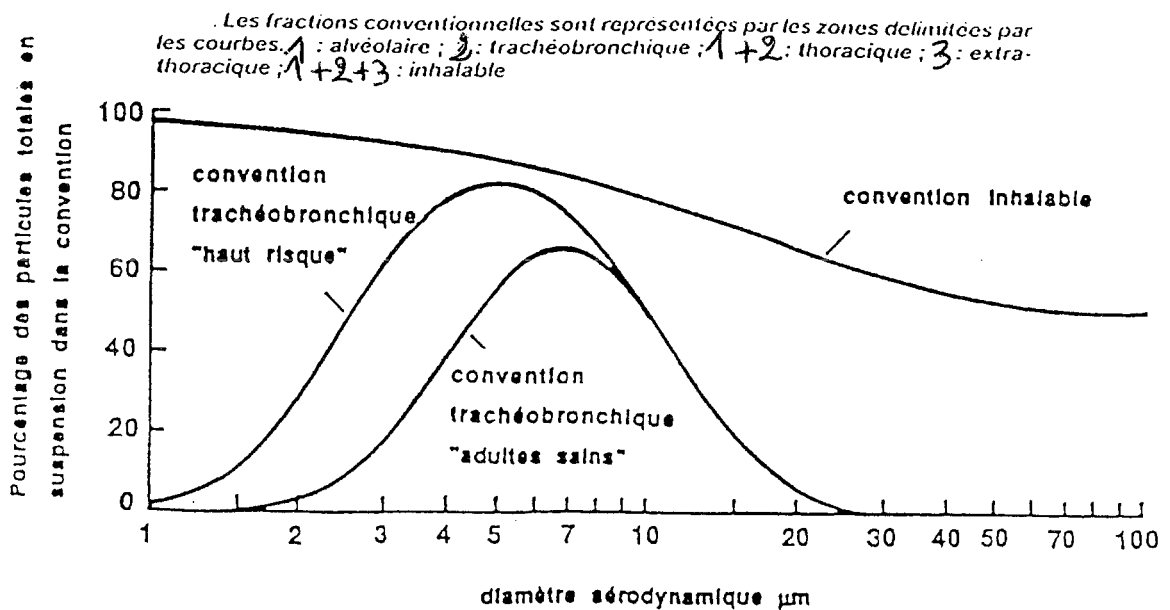
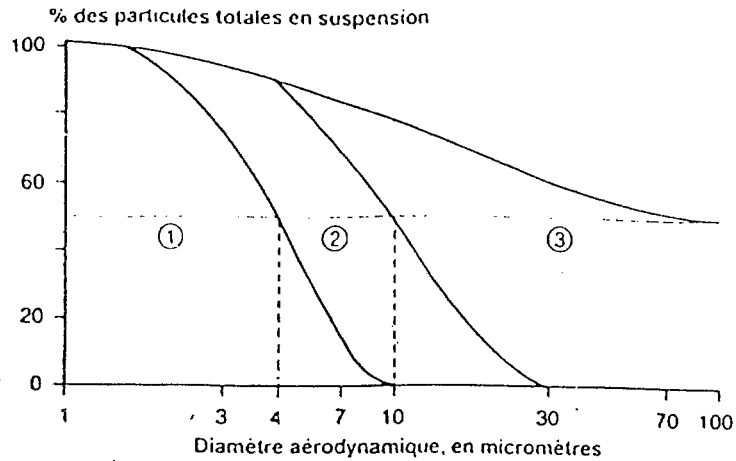


Aérosols parallèle entre la pénétration dans les voies respiratoires et les fractions conventionnelles obtenues par échantillonnage

[INRS, 1993]

Ces fractions sont définies dans la norme européenne EN 481 et internationale ISO 7708 [Norme internationale ISO 7708, 1995]. De façon synthétique, ce sont :

- la fraction inhalable : elle correspond aux particules inhalées par le nez et la bouche .
- la fraction extra-thoracique : c'est la fraction massique des particules inhalées qui ne peuvent pénétrer au delà du larynx .
- la fraction thoracique : elle représente la fraction des particules inhalées qui pénètre au delà du larynx.
- la fraction alvéolaire : c'est la fraction massique des particules inhalées qui pénètre dans les voies aériennes non ciliées. Leur diamètre de coupure ($D_{ae 50}$) par rapport à l'aérosol ambiant est de $4 \mu\text{m}$.



Conventions inhalables, thoraciques et alvéolaires exprimées en pourcentage des particules totales en suspension [INRS, 1993]

I - 2 Classification des polluants

On considère deux grands types de polluants :

***Les polluants primaires** qui sont émis directement par des sources identifiables. Ce sont les particules, le plomb, le monoxyde de carbone (ou CO), les monoxydes d'azote (NOx), le dioxyde de soufre (SO₂) et les composés organiques volatils (aldéhydes et hydrocarbures aromatiques monocycliques). Certains comme le plomb, le CO et le SO₂ ont fait l'objet de multiples recherches et réglementations si bien qu'à présent ils ne constituent plus le problème principal en matière de pollution atmosphérique urbaine. Leurs émissions ayant bien diminués depuis une quarantaine d'années [Toupance, 1994]. Par contre, pour les particules et les composés organiques volatiles, le problème est d'actualité et n'est pas encore résolu.

***Les polluants secondaires** sont produits dans l'atmosphère. Soit par interaction entre les différents polluants primaires, ou par réaction entre les constituants de l'atmosphère et les polluants avec ou sans activation photochimique (effet de la lumière sur les réactions chimiques). Ces polluants proviennent pour la plupart de l'action d'un radical OH libéré par la photolyse de l'ozone [Toupance, 1994]. Ce sont donc essentiellement des *oxydants* dont le chef de file est l'ozone, mais aussi des aldéhydes, des acides, de l'eau oxygénée, du peroxy acetyl nitrate ou PAN,.... Ces derniers se comportent comme des composés réducteurs capables de réagir avec l'oxygène pour produire des dérivés toxiques (anion super-oxyde, peroxyde d'hydrogène, radicaux hydroxyles et autres radicaux libres) qui sur le plan biologique sont des oxydants très réactifs et cytotoxiques [Bignon, 1988].

En parallèle, il y a aussi formation de *polluants acides* : ainsi le dioxyde de soufre (SO₂) devient de l'acide sulfurique par oxydation, le dioxyde d'azote (NO₂) est oxydé en acide nitrique. Ces deux composés sont à l'origine des problèmes d'acidité atmosphérique (pluies acides) qui ont des répercussions importantes sur l'écologie des forêts. A l'heure actuelle, les pollutions secondaires sont plus préoccupantes : en effet, depuis 100 ans les concentrations d'ozone dans la troposphère ont quadruplé [Toupance, 1994].

Les différents polluants peuvent se répartir aussi en **polluants chimiques et microbiologiques**.

Dans notre travail, nous allons étudier exclusivement les polluants chimiques, qui sont :

- particulaires avec les particules en suspension, le plomb, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques
- gazeux (vapeurs, fumées et gaz). Ce sont les aldéhydes, les hydrocarbures aromatiques monocycliques, l'ozone, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone.

Les polluants microbiologiques comprennent le groupe des poussières organiques qui peuvent être animales ou végétales avec les pollens, les parasites, ou les agents infectieux. L'ensemble agit selon différents mécanismes qui peuvent être immunoallergiques, cytotoxiques ou infectieux vrais.

I - 3 Comportement des polluants dans l'atmosphère

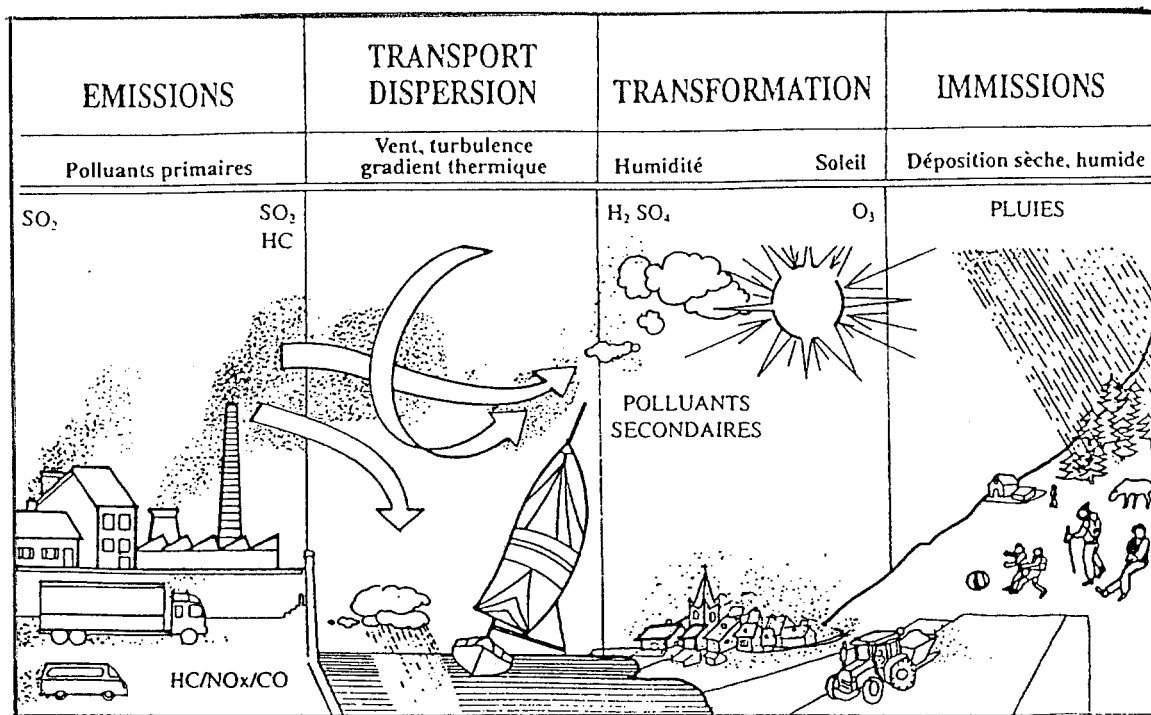
I - 3 - a Processus

Dans l'atmosphère le comportement des polluants est régi par un processus qui comporte quatre étapes [ASCOPARG, 1993] :

- *L'émission* est le rejet, ponctuel ou diffus, des substances polluantes dans l'air ambiant.
- *Le transport et la transformation*, qui sont deux phases pendant lesquelles les polluants subissent les influences du milieu extérieur (hauteur du rejet, la quantité et la nature des polluants, la topographie du site, les conditions climatiques, ...).
- *L'immission* est définie par la concentration des polluants là où ils agissent dans l'air ambiant .

Les concentrations de polluants primaires sont plus fortes à proximité des points d'émission. En s'éloignant des sources, les teneurs diminuent du fait de l'influence des transformations qui conduisent à la création de polluants secondaires.

La notion de pollution a donc un caractère évolutif où les conditions météorologiques jouent un rôle prépondérant. Ainsi l'établissement d'un niveau de pollution donné résulte de plusieurs tendances météorologiques qui peuvent parfois s'opposer [Develay, 1985].



[Institut universitaire de santé publique de Grenoble, 1993]

I - 3 - b Facteurs météorologiques influençant le niveau de pollution

I - 3 - b - 1 Conditions météorologiques favorisant la dispersion des polluants

[Develay, 1985]

*** Les vents**

Ce sont des mouvements horizontaux de l'atmosphère qui sont la conséquence de son instabilité fondamentale. En effet, ils circulent entre les zones de basses pressions (dépressions) et celles de hautes pressions (anticyclones) dans un sens tel qu'ils laissent les dépressions à leur gauche dans l'hémisphère nord. Leur pouvoir de dispersion débute à partir d'une vitesse égale à 2m/s.

Certains facteurs topographiques locaux peuvent modifier le régime des vents. Les obstacles tels que les collines, les vallées ou les immeubles de grande hauteur peuvent modifier le cours du vent soit par ascendance (effet bénéfique sur la dispersion des polluants), soit par canalisation, soit par turbulence en plaquant au sol une pollution antérieurement haut placée (effet néfaste).

C'est ainsi, que lors d'une ascendance, les masses d'air se refroidissent et sont alors dispersées. Mais si une précipitation se forme dans les suites immédiates, on a une pluie polluée (acide) aux effets nocifs sur la végétation.

*** La pluie :**

Son effet est bénéfique sur l'abaissement des niveaux de pollution car elle "plaque" au sol les particules. Elle dissout également certains polluants comme le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote.

**I-3-b-2 Conditions météorologiques favorisant l'accumulation des polluants
[Develay, 1985 ; Vagnot, 1993]**

*** Le vent :**

A l'inverse, le vent peut être un facteur de concentration des polluants. En effet, quand il souffle à faible vitesse sur une vaste agglomération ou dans l'axe d'une vallée montagneuse industrialisée il se charge progressivement de tous les polluants émis et par un effet cumulatif les concentrations atteintes en fin de course peuvent être très élevées. Ou encore, lorsqu'il est d'intensité moyenne et que les conditions d'émission de polluants sont mauvaises, on observe une retombée des panaches des cheminées vers le sol et donc des polluants aussi.

Il existe aussi un phénomène de brise ville-campagne qui est dû au fait qu'au dessus des villes l'air est plus chaud, ce qui entraîne un phénomène dépressionnaire local et crée un courant de vent des campagnes vers les villes.

Dans les régions montagneuses, les vents généraux ont une direction parallèle à l'axe de la vallée et peuvent ainsi être responsables d'une accumulation de polluants à une extrémité. On observe aussi des phénomènes de brises de montagne et de vallées, qui font que la nuit l'air refroidi au contact du sol dévale les massifs, alors que la journée c'est l'inverse. Ce mouvement des masses d'air peut maintenir une pollution sur la vallée tant qu'un vent plus fort ne vient pas tout balayer.

Mais quand le vent est faible, il y a alors accumulation des polluants émis, ceci d'autant plus que le plafond nuageux est bas. Ceci peut engendrer un nuage toxique nocif pour les populations exposées.

*** Les inversions de température :**

Normalement, lorsqu'on s'élève en altitude, on observe une baisse régulière de la température. Mais il peut arriver que dans certaines conditions (présence d'un couvercle) et à partir d'une certaine altitude on observe un réchauffement de l'air. Ce peut être le cas lorsque, pendant la nuit, l'atmosphère au contact du sol se refroidit plus vite que l'atmosphère située plus en altitude. Ou encore dans les grandes vallées montagneuses où l'air refroidi en altitude au contact des sommets enneigés s'écoule le long des versants montagneux pour s'accumuler au fond des vallées. Ce phénomène peut persister par manque de réchauffement en absence de soleil et lors de conditions calmes (absence de vent et de pluie). Les émanations polluantes (fumées chaudes) sont alors bloquées et stagnent horizontalement, et les mouvements ascendants sont stoppés et contrebalancés par des mouvements descendants de même importance. C'est ce qui se passe à Grenoble pendant les mois d'hiver.

**I-3-b-3 Conditions météorologiques favorisant la transformation des polluants :
la pollution photochimique**

En été le rayonnement solaire est important et les températures sont élevées. A partir de huit heures (heure locale), la température locale s'élève progressivement sous l'effet du rayonnement solaire pour atteindre un maximum à seize heures. Puis les températures diminuent à partir de dix-huit heures. Sous l'effet des rayonnements solaires, il y a formation d'une quantité importante de polluants secondaires. C'est un phénomène régional qui déborde largement l'agglomération urbaine. On l'observe fréquemment en été à Athènes, Paris ou Lyon, pour ne citer que ces grandes agglomérations.

Ces conditions sont propices à la formation du «smog acide». Le dioxyde de soufre peut se transformer en trioxyde de soufre ou en acide sulfurique lorsqu'il existe en très grande quantité et quand il y a un brouillard (aérosol de micro-gouttelettes d'eau).

Ces brouillards acides sont à l'origine du dépeuplement des forêts des Vosges et de grands épisodes de pollution comme à Londres en 1952.

I - 4 Cas particulier de Grenoble et de son agglomération

La ville de Grenoble est située dans une vallée entourée de trois grands massifs montagneux qui forment le «Y Grenoblois» (ANNEXE N°1) :

- au Nord, le massif de la Chartreuse
- au Sud-Ouest, le massif du Vercors
- et au Sud-Est, le massif de Belledonne

Cette configuration géographique est donc très favorable à la formation en hiver d'un «couvercle» d'inversion thermique.

Pendant la journée, la direction principale des vents dans cette vallée suit un axe habituel Nord-sud (360°). L'air descend des «deux bras du Y», perd de sa vitesse au niveau de Grenoble et gagne ainsi le «pied du Y» avec une vitesse plus faible. La nuit et lors de certaines conditions météorologiques, la direction du vent s'inverse et prend alors une direction Sud-Nord (180°). L'inversion des vents se fait en général vers 18 heures lorsque l'action du soleil cesse. Il existe de plus des phénomènes de brises montagne-vallées qui viennent compliquer la circulation des vents. Dans des conditions météorologiques habituelles, l'agglomération grenobloise est peu ventée. La vitesse du vent est d'environ 1m/sec au niveau de Grenoble, donc inférieure au seuil de dispersion des polluants (2m/sec) (voir ANNEXES N°2 et 3).

Grenoble se situe donc au centre d'une «cuvette» peu ventée et peut en hiver subir un phénomène d'inversion thermique. Toutes les conditions sont donc réunies pour avoir des taux élevés de polluants atmosphériques.

II - SOURCES DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE URBAINE

La pollution atmosphérique est toujours complexe et ses sources multiples. Les aérosols, solides ou liquides sont les vecteurs des polluants chimiques mais aussi des bactéries et des virus.

II - 1 La pollution d'origine naturelle [Veillard et al.1989;Quenel et al. 1994]

Ses différentes sources sont principalement :

- les feux de forêts, de cultures ou de prairies
- les volcans qui émettent des gaz (SO₂, H₂S) et des particules de cendre
- les embruns marins
- les pollens, les spores, et les champignons
- les hommes et les animaux qui rejettent notamment du dioxyde de carbone (CO₂)
- la décomposition des substances organiques qui forment du méthane, de l'ammoniac, du dioxyde d'azote et de l'hydrogène sulfuré

Cette pollution n'est évidemment pas prépondérante dans les agglomérations urbaines.

II - 3 La pollution d'origine anthropogénique [Veillard et al.1989;Quenel et al. 1994]

En milieu urbain, on distingue trois sources principales de pollution anthropique qui sont les suivantes :

- *Les installations fixes de combustion* : ce sont les centrales thermiques, les chauffages collectifs ou individuels, les foyers de combustion industriels, les incinérateurs de déchets urbains.
- *Les installations industrielles* : en milieu urbain, la pollution atmosphérique d'origine industrielle est en baisse depuis une trentaine d'années du fait de nombreux efforts techniques et réglementaires entrepris pour diminuer les rejets soufrés et particulaires.

C'est la mise en place de zones de protection spéciale, la modification de l'activité économique locale, l'utilisation croissante du gaz naturel, le développement du programme nucléaire de production d'électricité, etc ...

- *Les transports* : il y a en zone urbaine une prépondérance de la circulation automobile et des autobus. Mais des polluants sont aussi émis par les gaz d'échappement des poids lourds, des trains (diesels), des avions, et des bateaux dans certaines villes côtières.

Cette pollution urbaine est plus localisée et provoque parfois des concentrations excessives d'aérocontaminants dans des zones très peuplées [Person et al., 1995].

II - 3 La pollution spécifique due aux véhicules automobiles :

Ils représentent la principale source de pollution des grandes métropoles (50 à 80 %) [Quenel et al., 1994] avec une hausse importante de la part attribuable à l'automobile. En effet, en France, entre 1970 et 1992 on a constaté un doublement du trafic des véhicules particuliers et une hausse de 70% du trafic routier de marchandises. Ceci alors que simultanément le trafic ferroviaire baissait de 27% et celui par voies d'eau de 37%. De façon plus précise, le taux de motorisation est passé de 250 à 400 véhicules particuliers pour mille habitants en 25 ans (24.5 millions de véhicules particuliers sur 29.5 millions de véhicules au total) [Société française de santé publique, 1996].

Parallèlement, le parc automobile a aussi varié en quantité et en qualité. On note ces 15 dernières années une augmentation très importante des véhicules diesel (20 % du parc automobile et 50% des ventes). La France est le pays européen à plus fort taux de "dieselisation". Quant aux rejets produits par les véhicules automobiles, leur modification est liée d'une part à l'introduction des pots catalytiques depuis 1993 (en accord avec les normes européennes de qualité de l'air) et d'autre part à l'introduction depuis 1989 de l'essence sans plomb (50 % des ventes actuelles). De plus depuis le début de l'année 1997, les véhicules diesel neufs doivent théoriquement être équipés de catalyseurs d'oxydation. Mais ce n'est qu'à partir de 2010 que l'ensemble du parc de véhicules légers en sera équipé et que l'on pourra vraiment en apprécier le bénéfice.

Il y a aussi une très forte augmentation du trafic urbain et péri-urbain : la moitié des transports en ville est assurée par l'automobile avec une proportion importante de courts trajets (la moyenne d'un déplacement urbain est inférieure à 3 km). Et les prévisions sur l'intensité du trafic automobile particulier dans les années à venir tablent sur une hausse de 50 à 100% du trafic sur les nationales et autoroutes et sur une augmentation de 40 % du parc automobile en 2010 (par rapport à l'année 1990). Le

trafic routier de marchandises pourrait lui croître de 80% [Société française de santé publique, 1996].

Les principaux polluants émis sont :

- le dioxyde de carbone (CO_2), produit de l'oxydation du carbone des carburants
- le dioxyde de soufre (SO_2) qui se forme à partir du soufre présent dans le gazole
- les oxydes d'azote (NO_x) formés à haute température par oxydation de l'azote de l'air (NO et NO_2)
- le monoxyde de carbone (CO), qui provient d'une combustion incomplète du carburant
- les composés organiques volatils ou COV qui comprennent des hydrocarbures (alcanes, alcènes, hydrocarbures aromatiques monocycliques tels le benzène) et des composés oxygénés (aldéhydes, cétones, acides, ...)
- les particules qui proviennent aussi d'une combustion incomplète et des phénomènes d'usure et de frottements
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- les métaux et principalement le plomb

II - 3 - a Les carburants automobiles et leurs émissions

Dans un moteur d'automobile, la combustion des carburants est un phénomène très rapide (quelques dizaines de millisecondes). Mais le phénomène d'oxydation des molécules d'hydrocarbures n'est pas instantané et il y a donc production d'imbrûlés [Delsey, 1995].

D'autre part, les compositions des émissions des échappements automobiles sont soumises à de nombreux paramètres qui peuvent les influencer. Ainsi, en fonction du type de moteur, de son réglage, de son entretien, de son régime (ralenti, accélération ou décélération, etc ...), de la chaîne cinématique de l'engin, de la nature du carburant et du mode de prélèvement des gaz, les teneurs en polluants des gaz d'échappement pourront être différents.

Cependant, chaque type de carburant a ses caractéristiques propres que nous allons détailler.

II-3-a-1 Les essences

Ce sont des produits de distillation du pétrole .

Leurs principaux constituants sont [Concawe's 1992 ; Melhman, 1990] :

1) Plus de 150 hydrocarbures

Ce sont surtout des alcanes ou hydrocarbures paraffiniques ayant de 4 à 12 atomes de carbone (50 à 70%), des isoparaffines, des alcènes ou oléfines, des composés naphténiques à cycles saturés et des composés aromatiques qui sont principalement le benzène, le toluène, l'éthyl benzène et les xylènes (30 à 40%). Mais, du fait de sa toxicité (cancérogène pour l'homme), la teneur en benzène de l'essence est strictement contrôlée et ne doit pas dépasser 5%.

2) Des additifs

Ils sont très nombreux et les principaux sont :

- des composés oxygénés qui servent à augmenter l'indice d'octane du carburant : méthanol, éthanol, et éthers tertio butyliques d'alcool (MTBE ou methyl tertio-butyl ether TBA ou tertio-butyl alcool). Leurs taux ne doivent pas dépasser des limites imposées par la loi (5 à 20% du mélange, 2 à 3% en moyenne) [Delsey J, 1995]. Leurs intérêts principaux sont de réduire la teneur en composés aromatiques (en particulier du benzène) des essences et aussi de diminuer les dégagements de CO et d'hydrocarbures (en moindre quantité). Par contre, ils seraient à l'origine de rejets accrus d'oxydes d'azote et d'aldéhydes (formaldéhyde avec le MTBE et acétaldéhyde avec l'ETBE) [Société française de santé publique, 1996]
- des anti-détonants (plomb), anti-oxydants, agents de balayage des chambres de combustion (permettant le bon fonctionnement des catalyseurs), désactivateurs de métaux, inhibiteurs de corrosion, détergents des systèmes de soupapes, etc

Au début des années 1990 avec le développement de l'essence sans plomb, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène, xylènes ou BTX) ont été utilisés en conjonction avec les composés oxygénés pour compenser l'absence de plomb. Donc, les taux de plomb dans l'essence diminuaient mais en parallèle les taux de benzène augmentaient ! Actuellement, les taux de benzène n'augmentent plus du fait d'ajouts plus important d'autres additifs.

De plus, si l'essence était complètement brûlée, les gaz d'échappement ne seraient constitués que de CO₂ et de vapeur d'eau. Malheureusement la combustion est toujours incomplète et l'on trouve dans les gaz d'échappement du CO, des aldéhydes et peroxydes, des oxydes d'azote, des additifs (alkyles de plomb, ...) [Blanchard,

1986]. D'autre part, les cyclomoteurs et une partie des motocyclettes nécessitent l'utilisation d'un carburant comprenant 2 à 5 % de lubrifiant en plus. Leurs gaz d'échappement contiennent en plus des fumées d'huile plus ou moins brûlée, deux fois plus de CO, dix fois plus d'hydrocarbures, mais deux fois moins de NOx que ceux émis par les automobiles [Blanchard, 1986].

Le centre international de recherche contre le cancer a classé l'essence dans le **groupe des substances potentiellement cancérigènes pour l'homme (Groupe 2B)**. Ceci en se basant sur des études expérimentales de mutagénèse et cancérogénèse faites sur des souris et des rats, qui ont mis en évidence un risque accru de cancers du rein ou du foie lors d'exposition aux vapeurs d'essence. Et aussi à partir d'études épidémiologiques conduites dans l'industrie pétrolière aux Etats-Unis qui ont trouvé un risque accru de cancers (digestifs, cutanés, respiratoires) chez les sujets exposés [Melhman, 1990].

II-3-a-2 Le diesel

Le carburant diesel est constitué principalement par [Scheepers et al., 1992] :

- des hydrocarbures à chaînes aliphatiques ayant 9 à 28 atomes de carbone
- des hydrocarbures aromatiques polycycliques
- des composés soufrés
- des additifs (détergents aminés, agents dispersants, désactivateurs de métaux, déémulsifiants, aides à l'allumage, fluidifiants, antistatiques, supprimeurs de fumée, antioxydants et biocides).

Les polluants produits par les émanations des véhicules diesel peuvent être divisés en plusieurs parties : des gaz (CO, NOx et NO₂), des aérosols, des condensats formés de gouttelettes acides ou basiques et de composés divers (le benzo(a)pyrène par exemple), et des particules élémentaires formant des agglomérats [Enjalbert, 1988].

Particulate Phase

Elemental carbon
 Heterocyclics, hydrocarbons (C₁₄-C₃₃), and
 polycyclic aromatic hydrocarbons and derivatives:
 Acids Ketones
 Alcohols Nitriles
 Aldehydes Quinones
 Anhydrides Sulfonates
 Esters Halogenated and nitrated cpds.
 Inorganic sulfates and nitrates
 Metals

Gas and Vapor Phases

Acrolein
 Ammonia
 Carbon dioxide
 Carbon monoxide
 Benzene
 1,3-Butadiene
 Formaldehyde
 Formic acid
 Heterocyclics, hydrocarbons (C₁-C₁₈),
 and derivatives (as listed above)
 Hydrogen cyanide
 Hydrogen sulfide
 Methane
 Methanol
 Nitric and nitrous acids
 Nitrogen oxides
 Sulfur dioxide
 Toluene
 Water

Liste des composants contenus dans les échappements diesel [Mauderly, 1992]

De plus, les moteurs diesel fonctionnent avec un mélange carburé pauvre. Par rapport aux véhicules à essence, leurs émissions sont dix fois plus faibles pour le CO et identiques ou un peu plus faibles pour les NOx. Par contre, elles sont plus élevées pour le SO₂ et très supérieures pour les particules (10 fois plus pour un véhicule équipé d'un pot catalytique et 100 fois plus quand le véhicule n'en a pas) [Blanchard, 1986 ; Mauderly, 1992].

Ce sont les **particules** qui constituent la spécificité du diesel. La teneur en particules des gaz d'échappements d'un véhicule diesel est liée aux déficiences des organes d'injection ou des chambres de combustion du moteur des véhicules. Ceci est souvent le cas des moteurs mal entretenus, mal réglés.

Elles sont de petite taille (plus de 70% ont un diamètre inférieur à 0.3 µm) et constituées de différentes parties :

- des particules de carbone solide d'environ 100 Amström associées sous forme de grains de 0.2 à 0.3 µm de diamètre. Ceci constituant le noyau de la particule ou fraction insoluble qui représente 61 % environ de l'ensemble
- des hydrocarbures adsorbés ou condensés sur les agrégats de carbone
- des oxydes de soufre et des sulfates

- des produits divers : fer, calcium, phosphore, soufre, qui proviennent soit du circuit d'échappement, soit d'additifs utilisés comme lubrifiants des moteurs, soit de la combustion des composés du gazole

L'ensemble de ces composés constituent la **SOF** ou "**Fraction Organique Soluble**", c'est-à-dire la fraction soluble dans les solvants organiques et qui représente environ 39 % des particules [Enjalbert, 1988 ; Lafon, 1994].

Le Centre International de Recherche contre le Cancer a classé les effluents diesel considérés comme un tout dans le **groupe 2A des substances probablement cancérogènes pour l'homme**.

II-3-a-3 Les biocarburants et le gaz de pétrole liquide (GPL)

*** Les esters méthyliques de colza [Krahl et al., 1995]**

Du fait de la prise de conscience écologique de ces dernières années, les matières premières d'origine agricole sont devenues un sujet d'intérêt. Ainsi, l'huile de colza en tant que source d'énergie liquide renouvelable est étudiée et utilisée comme carburant alternatif depuis une quinzaine d'années. En effet, lors de la combustion de l'huile de colza dans les moteurs, il se produit de l'eau et du dioxyde de carbone (CO_2) que les plantes peuvent assimiler rapidement par l'intermédiaire de la diffusion dans l'atmosphère. Le cycle du CO_2 du colza ne se traduit donc pas, comme c'est le cas pour la combustion des énergies fossiles, par une augmentation de la teneur en CO_2 atmosphérique (qui a une influence délétère sur le climat).

Pour l'utiliser comme carburant, l'huile végétale est ensuite modifiée par transestérification avec le méthanol pour devenir un ester méthylique de colza appelé diester de colza en France. Il peut alors être mélangé en toute proportion avec le gazole (5% en général) dans les carburants.

Une étude comparative a été faite en Allemagne à propos des émissions des gaz d'échappements de véhicules fonctionnant au diester. Par rapport aux émissions produites par un véhicule fonctionnant au gazole, les rejets d'hydrocarbures aromatiques polycycliques sont plus faibles avec cependant une masse de particules émises plus importante. Par contre, ceux de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote sont comparables et ceux d'aldéhydes sont supérieurs de 20% environ. Des tests de mutagénicité des particules (test d'Ames) ont également été faits pour le

diester de colza et le gazole. L'effet mutagène observé est plus important avec les particules de gazole qu'avec celles du diester [Krahl et al., 1995].

Donc à l'heure actuelle, il semblerait que le carburant au diester de colza serait moins cancérigène que le gazole en ce qui concerne les particules, mais par contre on ne peut pas trancher quant aux effets qu'entraînerait une production accrue d'aldéhydes.

*Le GPL ou Gaz de Pétrole Liquide

Les émissions des échappements des véhicules qui fonctionnent au GPL ont comme principales caractéristiques [Enjalbert, 1988] :

- une production de CO et d'hydrocarbures plus faible que les moteurs diesel et beaucoup moins que les moteurs à essence.
- et une production de SO₂ quasiment inexistante.

Les hydrocarbures produits semblent être moins réactifs et moins toxiques que ceux émis par les autres carburants avec une émission de particules quasiment inexistante.

Un autre avantage du GPL est la réduction notable de polluants lors du démarrage à froid des véhicules, ceci du fait de l'état gazeux [Société française de santé publique, 1996].

Le GPL pourrait être dans l'état actuel des connaissances une des solutions d'avenir les moins polluantes.

II - 3 - b Les pots catalytiques [Degobert, 1992]

Ce sont des systèmes permettant le traitement de post combustion des gaz d'échappement de véhicules fonctionnant avec de l'essence. Leur fonctionnement repose sur l'oxydation des polluants oxydables et la réduction des oxydes d'azote. Ainsi, la composition des gaz d'échappement est la plus proche d'un mélange vapeur d'eau - dioxyde de carbone avec élimination des trois polluants réglementés qui sont le monoxyde d'azote, les oxydes d'azote et les hydrocarbures. Les catalyseurs utilisés ont aussi un effet sur certains polluants non réglementés (alcools, SO_x, etc ...).

Actuellement, ils sont utilisés sur les véhicules qui fonctionnent à l'essence et ils commencent seulement à l'être sur les véhicules diesel.

III LES MOYENS REGLEMENTAIRES DE SURVEILLANCE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE DES VILLES

III - 1 Les réseaux français de surveillance

Ils existent depuis les années 50 et se sont surtout développés dans les années 1970. Ce sont des associations tripartites regroupant l'Etat, les collectivités locales et les industriels.

Ils mesurent dans les villes à des endroits précis et de façon continue des indicateurs de pollution tels que le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO), l'ozone (O₃), les particules totales et celles inférieures à 10 µm de diamètre, et les hydrocarbures totaux (HCT). Ils suivent ainsi les résultats des mesures, informent la population (avec les indices ATMO) et développent des stratégies d'alerte lors de périodes de forte pollution.

Ils sont donc chargés de mesurer les polluants, de suivre leur évolution et aussi de surveiller qu'ils ne dépassent pas les taux «légiférés». Leur action est donc déterminée directement par les directives Européennes et maintenant par la «Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie» du 30 décembre 1996 (loi n°96-1236 parue au Journal Officiel du 1° janvier 1997, ANNEXE N°4).

Lorsque les objectifs de qualité de l'air ne sont pas atteints, un système d'alerte et d'information du public est mis en place par les autorités compétentes au niveau régional (le Préfet). Ainsi en cas de dépassement ou de risque de dépassement du niveau recommandé pour un polluant, le Préfet prend des mesures propres à limiter l'ampleur et les effets de la pointe de pollution sur la population. De plus, il est recommandé à la population concernée d'éviter les efforts physiques intenses, et l'exposition simultanée à d'autres irritants.

III - 2 Les moyens de surveillance de la pollution urbaine

III - 2 - a Les analyseurs automatiques en continu

Ils sont utilisés par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air des grandes villes et sont placés dans des stations de mesure situées en différents endroits stratégiques de l'agglomération.

Ils sont constitués par un capteur, ou tête d'aspiration, situé en général à 3 mètres du sol permettant un prélèvement d'air. Celui-ci est relié à une pompe qui assure l'aspiration de l'air à un débit constant. L'air prélevé passe ensuite dans une ligne d'échantillonnage chimiquement inerte. L'analyse se fait dans l'appareil au niveau du détecteur dont le type varie en fonction du produit à analyser.

L'ensemble est relié à un système d'acquisition de données capable de stocker 5 jours de mesure, et à un ordinateur central qui gère l'ensemble du dispositif [ASCOPARG, 1993]. L'étalonnage de ces appareils est fait régulièrement à l'aide de gaz étalons fournis par le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air selon un protocole national.

Ils donnent ainsi une information en continu intégrée sur 15 minutes par les dispositifs d'acquisition du signal [ASCOPARG, 1993].

III - 2 -b Cas particulier des prélèvements de particules

La quantification des particules en suspension par les réseaux de surveillance s'est fait pendant longtemps par la méthode *Opacimétrie*. C'est une méthode basée sur le coefficient d'absorption lumineuse de la partie carbone des suies [Degobert, 1992]. On mesure ainsi des fumées noires qui sont un indicateur des teneurs en poussières opaques de l'air. La réglementation européenne est basée sur cette méthode [ASCOPARG, 1993]. Les résultats sont donnés en taux moyens sur 24 heures.

Actuellement, les méthodes tendent à devenir plus précises avec le développement des techniques de mesure gravimétriques pour les particules de diamètre aérodynamique égal à 2.5 μm (PM2.5) et 10 μm (PM10). Tous les réseaux ne sont pas encore équipés de cet appareillage mais c'est en cours.

III - 3 A Grenoble : l'ASCOPARG

Le réseau Grenoblois de surveillance de la pollution atmosphérique est l'ASCOPARG ou Association pour le Contrôle de la Pollution Atmosphérique dans la région Grenobloise. Il existe depuis 1976.

A l'heure actuelle, le réseau comporte 12 stations de mesure de polluants chimiques et 6 stations météorologiques. L'implantation des sites de surveillance se fait en tenant compte de différents facteurs qui sont la densité de la population, la proximité de sources polluantes fixes ou mobiles et l'incidence de la climatologie.

On définit ainsi :

- les sites de proximité, influencés par des sources locales de pollution. Ils évaluent le risque maximal auquel est soumise la population
- les sites de fond qui sont habités mais non soumis à des influences particulières. Ils estiment le risque moyen
- les sites de forte fréquentation, situés dans les grandes agglomérations où les gens peuvent passer plus de 10% de leur temps sans y habiter
- et les sites ruraux ou sub-urbains qui sont en périphérie des agglomérations. Ils permettent une estimation des polluants secondaires

Au centre ville de Grenoble, les mesures de l'ASCOPARG se font à deux endroits :

- boulevard du maréchal Foch où le trafic automobile est le plus dense de la ville. Les prélèvements se font depuis un appartement situé au premier étage d'un immeuble. Les polluants mesurés sont le SO₂, les NOx, les hydrocarbures totaux, le CO, le plomb et les particules en suspension
- boulevard Gambetta où le trafic automobile est plus faible. Le seul polluant mesuré est le plomb

IV - LES POLLUANTS URBAINS : CARACTERISTIQUES ET EFFETS SUR LA SANTE

Comme nous l'avons précédemment vu, l'air que nous respirons contient de nombreux aérocontaminants qui sont susceptibles d'avoir des effets sur la santé. Leur voie d'entrée principale dans l'organisme est bien sur le poumon.

De nombreuses études épidémiologiques, faites dans le monde entier, ont mis en évidence une augmentation ces vingt dernières années de la prévalence des maladies allergiques respiratoires. Et plus particulièrement de l'asthme, ou de formes atypiques telles qu'une toux sèche prolongée ou des épisodes de bronchites avec oppression respiratoire et perception de sifflements thoraciques [Charpin, 1996].

Mais l'on observe aussi d'autres effets que respiratoires. Ils peuvent être cardiovasculaires et rapportés à l'exposition aux particules et au monoxyde de carbone, neuro-comportementaux dus à l'exposition aiguë au CO (dans des tunnels autoroutiers par exemple) ou à l'exposition chronique au plomb (des enfants en particulier). De plus, de nombreux composants des émissions automobiles sont évalués de façon individuelle comme étant cancérigènes ou potentiellement cancérigènes : c'est le cas du benzène, du formaldéhyde, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (tels les benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène), ou encore les effluents des carburants diesel ou essence.

Nous détaillerons donc dans une première partie le problème respiratoire qui est au premier plan. Et dans une deuxième partie, nous passerons en revue les différents polluants atmosphériques avec leur principales caractéristiques et leurs effets sur la santé.

IV - 1 Maladies respiratoires et pollution atmosphérique

IV - 1 - a Rappels physiopathologiques

IV-1-a - 1 Les moyens de défense de l'organisme vis-à-vis des aérocontaminants [Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1993]

Ils diffèrent en fonction de la nature des polluants « agresseurs ».

* Pour les polluants particuliers :

Les voies aériennes supérieures (jusqu'au larynx) constituent une "barrière" vis-à-vis des poussières de l'atmosphère, elles arrêtent les polluants d'une taille supérieure à 10 µm de diamètre aérodynamique. Les particules les plus petites peuvent donc franchir ce premier obstacle et pénétrer à l'intérieur des poumons. Celles dont le diamètre aérodynamique est compris entre 0.5 et 5 µm se fixent par sédimentation sur les parois bronchiques et alvéolaires et celles de diamètre inférieur se déposent par diffusion au niveau des alvéoles.

Toutes ces particules sont soumises à des mécanismes d'épuration qui sont :

- au niveau des bronches : "l'escalator muco-ciliaire"

Le battement des cils bronchiques entraîne le mucus qui les recouvre et en même temps les particules déposées à sa surface. Ce phénomène est facilité par la toux. Les poussières sont ensuite rejetées au niveau de l'orifice glottique où elles sont dégluties ou éliminées dans les crachats.

- au niveau des alvéoles : les macrophages alvéolaires

Ils "captent" les poussières par phagocytose, les digèrent si elles sont organiques ou les transportent vers les bronches si elles sont minérales ou métalliques. Ils remontent ensuite l'arbre bronchique et sont déglutis ou rejetés dans l'expectoration.

Mais ces mécanismes d'épuration peuvent être perturbés : lorsque la quantité de particules inhalées dépasse les capacités de l'appareil respiratoire à les éliminer (silicose ou asbestose par exemple), lorsque l'escalator muco-ciliaire est altéré, ou encore lorsque l'organisme développe une réponse allergique vis-à-vis de l'aérocontaminant.

*Pour les polluants gazeux

Certains polluants gazeux sont tellement agressifs que même à de faibles doses ils représentent un danger pour les muqueuses du tractus respiratoire. D'autres, solubles dans les milieux biologiques, ont la possibilité de se fixer au niveau des sécrétions qui tapissent les voies aériennes supérieures (par exemple le dioxyde de soufre ou SO₂). Et enfin les oxydants (dioxyde d'azote NO₂ ou Ozone O₃) peuvent gagner les voies aériennes sous-glottiques et les alvéoles. Ils exercent alors une action toxique sur les cellules du revêtement du tractus respiratoire avec une paralysie ciliaire et une réaction inflammatoire. Cette dernière est responsable du développement d'une hyperactivité bronchique non spécifique au niveau des bronches, et d'une réaction

inflammatoire au niveau des alvéoles avec perturbation de leur perméabilité. Au niveau de l'alvéole, il y a possibilité de passage des substances au niveau de la barrière alvéolo-capillaire et par là-même dans le sang. Des effets systémiques sont à partir de là possibles (neurologiques, cardio-vasculaires, ou cancérologènes).

Les polluants gazeux sont aussi incriminés dans l'augmentation de la sensibilité aux infections du fait de leur action toxique sur les macrophages alvéolaires.

*** Pour les agents infectieux :**

Il existe deux types de mécanismes d'élimination des bactéries :

- des mécanismes dit "non spécifiques"

Quels que soient les germes, l'activité mucociliaire au niveau des bronches et celle des macrophages alvéolaires au niveau du tissu pulmonaire empêchent "le contact" entre les agents infectieux et les cellules bronchiques ou alvéolaires.

- des mécanismes spécifiques liés à la synthèse d'anticorps qui facilitent l'action des cellules phagocytaires et s'opposent à la fixation des bactéries au niveau de la muqueuse respiratoire et du tissu pulmonaire

Pour les virus, c'est le mucus qui empêche leur contact avec les cellules de l'épithélium respiratoire et lorsque l'infection se développe quand même, alors des anticorps neutralisants apparaissent dans les sécrétions locales pour bloquer toute nouvelle agression par le virus en cause.

IV - 1 - a - 2 L'atopie et l'asthme

L'atopie est la capacité héréditaire ou familiale de développer des réactions allergiques. L'allergie, mise en cause dans l'asthme, est une réaction immunologique brutale et immédiate lors du rejet d'un élément agresseur (allergène) auquel l'organisme est sensibilisé. Il y a alors production importante d'immunoglobulines spécifiques de type IgE (type I de la classification de Gells et Coombs). Dans la plupart des cas, l'environnement joue un rôle important : selon les conditions de vie 1 à 10 % des sujets atopiques auront des signes pathologiques.

Chez le sujet sensibilisé, lors du contact avec l'allergène, celui-ci vient se fixer sur les Ig E qui sont elles-mêmes fixées sur la membrane des cellules présentes au niveau du tractus respiratoire et en particulier les mastocytes et basophiles.

Ceci va provoquer immédiatement une libération par ces cellules de médiateurs de l'inflammation. Secondairement, d'autres cellules (polynucléaires neutrophiles et éosinophiles) libèrent d'autres médiateurs qui auront une action inflammatoire plus prolongée et à l'origine de lésions épithéliales. On observe donc au niveau des bronches, un oedème de la muqueuse, une hypersécrétion de mucus et un spasme des cellules musculaires bronchiques ce qui entraîne un rétrécissement de la lumière bronchique responsable d'un *syndrome obstructif*. Au niveau des autres muqueuses, on a des signes de rhinite (éternuements, nez bouché, rhinorrhée) et de conjonctivite (rougeur, larmoiement et photophobie). L'inflammation durable de la muqueuse s'accompagne d'une augmentation de la réactivité bronchique aux substances irritantes inhalées qui entretient ou aggrave la symptomatologie : *c'est l'hyperreactivité bronchique non spécifique*.

L'asthme commun se définit comme un *état d'hyperréactivité bronchique quasi permanente*. C'est une hypersensibilité à certains agents pharmacologiques (histamine ou acétylcholine) et/ou allergéniques, à l'air froid, à certains médicaments (bétabloquants) ou à l'exercice musculaire.

Classiquement, lors des crises d'asthme, il existe une dyspnée sifflante avec une expiration gênée, l'air étant piégé dans les alvéoles qui ont tendance alors à se distendre.

Il existe des équivalents asthmatiques qui sont [Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1993] :

- *la toux chronique* : c'est une toux spasmodique chronique, sèche, pseudo-coquechuloïde qui est souvent isolée chez le petit enfant
- *l'asthme hypersécrétant* : fréquent au cours de l'asthme de l'enfant du fait de l'abondance relative des cellules épithéliales caliciformes. Il est différent des bronchiolites virales dues au virus syncytial respiratoire qui par ailleurs peuvent être un mode d'entrée dans la maladie asthmatique.
- *l'asthme asymptomatique* : qui ne se manifeste pas en dehors d'un contact allergénique déclenchant.

IV - I - b Allergie et pollution atmosphérique

Comme nous l'avons signalé en introduction, la prévalence de l'asthme et des rhinites allergiques a augmenté ces 20 dernières années dans le monde. Cependant, il existe

une grande variabilité de la prévalence de l'asthme en fonction des pays considérés [Weiss, 1996] En France, 6 à 10 % des enfants d'âge scolaire ont de l'asthme et la mortalité pour asthme a augmenté de 30 % entre 1980 et 1990 dans la tranche d'âge des 5-34 ans [Grimfeld, 1997]. Ceci de façon parallèle à l'augmentation de la pollution atmosphérique [Conseil supérieur d'hygiène publique de France, 1993]. De nombreuses études expérimentales et épidémiologiques ont été réalisées afin d'en comprendre au mieux les mécanismes et les causes.

Certaines équipes de recherche privilégient la piste micro-biologique. Ainsi, on a remarqué que les épisodes de forte pollution atmosphérique pourraient être responsables d'infections à répétition dans certaines conditions [Leduc et al; 1995]. En effet, la pollution atmosphérique serait capable d'induire par le biais d'infections à répétition une réponse immunitaire de type cellulaire et une atténuation de la production d'IgE. Par contre, dans les pays à haut niveau sanitaire (tels que la France), les infections de l'enfance sont moins fréquentes et le niveau de pollution moins élevé. La réponse immunitaire serait alors plutôt une production d'IgE d'où la facilitation à la sensibilisation au contact d'allergènes [Charpin, 1996].

C'est ce que montre l'équipe de Popp en Autriche lors de la comparaison des manifestations allergiques d'habitants de 2 villes très polluées (Vienne et Linz) avec celles d'habitants de régions moins polluées (situées loin de zones industrielles ou à fort trafic automobile). Ils n'ont pas trouvé de différence entre les manifestations cliniques d'allergie observées dans les 2 groupes. Par contre les taux d'IgE totales étaient plus élevés chez les habitants des villes que chez les habitants des campagnes (avec des IgE spécifiques : poussière de maison, pollens des plantes des prés, pollens de bouleau, *cladosporium herbarum*, et des *phadiatop*). Les conditions environnementales de l'étude étaient à peu près similaires (exceptées quelques différences météorologiques et de qualité de l'air intérieur) et la différence de sensibilisation entre les fumeurs et non fumeurs n'était pas significative. Les auteurs concluent que l'augmentation des taux de pollution atmosphérique peut altérer les barrières de défense locale et augmenter l'hyperréactivité bronchique. En effet, l'augmentation de l'absorption d'antigènes à travers la barrière muqueuse des voies aériennes et le contact plus prolongé entre les antigènes et leurs récepteurs bronchiques peut conduire à une sensibilisation plus importante aux pneumallergènes [Popp et al, 1989].

D'autres études ont montré que les polluants atmosphériques pourraient modifier l'antigénicité des pneumallergènes. La réponse allergique se modifierait quand les

pollens seraient liés aux particules atmosphériques, cette liaison étant responsable d'une modification des antigènes [Krisna MT, 1997].

D'autres auteurs mettent l'accent sur les effets directs de la pollution atmosphérique. C'est ainsi, que sur des cellules de lavage broncho-alvéolaires soumises à des taux élevés de polluants atmosphériques, sont retrouvées une altération de l'épithélium bronchique et une réponse cellulaire de type inflammatoire avec libération de cytokines telles que l'IL-6, l'IL-8 et le GM-CSF [Charpin, 1996].

Au niveau épidémiologique, une étude faite aux Pays-Bas en 1991 par Oosterlee suggère que le fait d'habiter près d'une rue où le trafic automobile est important augmente le risque de développer des problèmes respiratoires chez les enfants [Oosterlee et al, 1996]. Une deuxième étude réalisée aux Pays-Bas en hiver a montré qu'il existe une association positive entre les taux mesurés de PM10 (particules de diamètre égal à 10 µm), de fumées noires, et de dioxyde de soufre et les crises d'asthme et/ou la consommation de bronchodilatateurs [Roemer et al, 1993]. Et en Allemagne, l'équipe de Von Mutius a trouvé que les phénomènes de sensibilisation aux aérocontaminants sont plus fréquents à l'Ouest qu'à l'Est (ancienne RDA). Ils font l'hypothèse que le mode de vie occidental (habitats confinés, haut degré d'humidité, présence d'animaux domestiques) serait un facteur de risque pour le développement de l'atopie [Von Mutius E, et al ; 1994].

Ces différentes études montrent l'intérêt d'étudier la pollution et ses effets sur la santé qui pourraient toucher à court terme les sujets sensibilisés et à long terme l'ensemble de la population.

Nous allons donc détailler dans les paragraphes qui suivent les différents polluants et leurs effets sur la santé.

IV - 2 Les polluants atmosphériques : caractéristiques et effets sur la santé

Comme nous l'avons vu précédemment, les polluants atmosphériques sont très nombreux. Nous les détaillerons un par un dans cette partie avec dans un premier temps un rappel de leurs caractéristiques principales, et dans un second temps un résumé des connaissances de leurs effets sur la santé aux taux environnementaux. Ceux ci sont bien connus pour certains des polluants tels que le dioxyde de soufre, l'ozone, le plomb, le monoxyde de carbone, etc.... Par contre, d'autres commencent

juste à être étudiés (particules fines, hydrocarbures aromatiques mono et polycycliques, aldéhydes).

IV - 2 - a Les polluants gazeux :

IV-2-a-1 Le dioxyde de soufre (SO₂)

***Dans l'environnement :**

C'est l'un des produits de dégradation thermique des combustibles fossiles. Il est émis essentiellement par le chauffage domestique, les systèmes de génération d'énergie électrique, les procédés industriels et par les émissions des véhicules diesel. La part de ces dernières est modeste puisque estimée en 1993 par le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique) à seulement 14 % (millions de tonnes routiers). C'est ainsi que les taux de SO₂ sont plus élevés en hiver.

Au cours des dernières décennies, les taux atmosphériques de SO₂ dans les pays développés ont beaucoup diminué du fait du contrôle des émissions industrielles, du développement du nucléaire, et de la baisse de la part produite par les transports (diminution de 85% des moyennes annuelles à Paris et sa région depuis 35 ans) [ORS, 1994 ; Société Française de Santé publique, 1996]. En effet, la teneur en soufre du gazole est passée de 0.3 à 0.2% en 1994 et à 0.05% en 1996 [Société Française de Santé Publique, 1996].

Dans l'atmosphère, le SO₂ peut être oxydé en SO₃, cette réaction est favorisée par la présence de particules contenant du chrome, de vanadium, du fer ou du manganèse. Et quand l'atmosphère est humide, le SO₃ réagit avec l'eau pour donner de l'acide sulfurique surtout, mais aussi des sulfates tels le sulfate d'ammonium ou le sulfate de zinc. C'est ce phénomène qui est à l'origine de la formation de pluies acides. Les particules de suie catalysent de façon préférentielle cette réaction, surtout quand le temps est humide, froid et qu'il n'y a pas de vent [Lauwerys, 1990].

Le SO₂ est un des polluants dont les taux sont légiférés.

- **Les valeurs limites européennes** fixées par la directive 80/779/CEE du 15 Juillet 1980 sont :

- les niveaux journaliers ne doivent pas dépasser **250 µg/m³** plus de 7 jours par an
- la moitié des niveaux journaliers doit être inférieure à **80 µg/m³**
- la moitié des niveaux journaliers d'hiver (du 1/10 au 31/3) doit rester inférieure ou égale à **130 µg/m³**

- **Les valeurs recommandées en Europe** fixées par la même directive européenne du 15 Juillet 1980 sont :

- la moyenne annuelle doit être comprise entre **40 et 60 µg/m³**
- la moyenne journalière doit se situer entre **100 et 150 µg/m³**

Dans l'environnement urbain, les taux atmosphériques rencontrés sont de l'ordre de **100 à 200 µg/m³** dans les grandes villes industrialisées des pays développés et de **25 µg/m³** dans les zones rurales [Air Quality Guideline for Europe, 1987]. Dans les pays en voie de développement où le charbon est encore utilisé les taux sont 5 à 10 fois plus élevés [Société Française de Santé Publique, 1996].

- **En France**, dans la plupart des réseaux, la moyenne annuelle ne dépasse pas **30 µg/m³** sauf à Lyon. De nombreuses villes ne dépassent pas **10 µg/m³** (Bordeaux, Brest, Clermont-Ferrand, Amiens, etc...), par contre les niveaux les plus élevés sont enregistrés dans des zones très industrialisées (Bassin minier Ouest Nord-Pas-de Calais, Le Havre, Rouen, Lacq, Strasbourg).

- **A Paris**, les taux mesurés lors de l'étude Erpurs entre 1987 et 1992 sont [ORS, 1994] :

. niveau de base : **7 µg/m³**

- . niveau moyen journalier atteint 50% des jours de l'année : **23** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . niveau journalier élevé de pollution atteint ou dépassé 5% des jours de l'année : **77** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . niveau journalier très élevé de pollution atteint 5 à 8 jours pendant l'année : **107** $\mu\text{g}/\text{m}^3$

-A **Grenoble** en 1993, le taux moyen annuel mesuré était de **30** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [ASCOPARG, 1993].

Cependant, la pollution au SO_2 n'est jamais isolée. Elle s'accompagne fréquemment d'une augmentation parallèle de la concentration en particules fines atmosphériques.

*Les effets sur la santé

Le dioxyde de soufre est un gaz incolore, irritant et odorant au-delà de quelques mg/m^3 .

Chez l'animal des études ont montré que le SO_2 pouvait interférer avec les mécanismes de défense anti-infectieuses du poumon [Leduc et al., 1995].

Chez l'homme, Il est responsable des épisodes historiques de pollution des grandes agglomérations industrielles (vallée de la Meuse en 1930, Donora-USA en 1948 et Londres en 1952) où un excès de mortalité par surinfections bronchiques et pulmonaires a été rapporté à la concentration en sulfates particulaires [Lauwerys, 1990].

Lors de son inhalation, le SO_2 sous forme gazeuse est absorbé à 85-99% par les muqueuses nasales et du tractus respiratoire du fait de sa solubilité et de sa réactivité, mais une faible fraction peut atteindre le poumon profond en se fixant aux particules (sulfates particulaires) [Société Française de Santé Publique, 1996].

De plus, on a trouvé chez des sujets souffrant d'un asthme faible ou modéré, une bronchoconstriction se traduisant par une augmentation des résistances périphériques, une diminution des débits de pointe et l'apparition de symptômes tels qu'une dyspnée et des quintes de toux lors de la pratique d'un exercice dans une atmosphère où les taux de SO_2 étaient compris entre 1.25 et 12.5 mg/m^3 (0.5 et 5 ppm). Ces phénomènes seraient exacerbés par les effets combinés du froid, et de l'air sec. Les mêmes symptômes peuvent être provoqués chez des sujets en bonne santé mais nécessitent alors des taux d'exposition plus élevés au delà de ceux mesurés dans l'air ambiant [Lauwerys, 1990; Morton Lippman, 1992].

Une autre expérience faite sur des asthmatiques, dont certains étaient exposés à du dioxyde de soufre seul et d'autre à de l'ozone puis à du SO₂, a montré une exacerbation des symptômes dans le deuxième cas. L'ozone potentialiserait les effets provoqués par le SO₂. Ceci n'a pas été retrouvé avec le dioxyde d'azote [Morton Lippman, 1992].

D'autre part, des études épidémiologiques ont montré qu'à des concentrations de SO₂ supérieures à 500µg/m³ sur 24 heures et en association aux particules, la morbidité et la mortalité par infections respiratoires, bronchospasme et bronchite chronique augmente. Ceci est surtout vrai pour les sujets fragilisés (enfants, vieillards, sujets atteints de pathologies cardiaques ou respiratoires) [Leduc et al, 1995; Lauwerys 1990; Morton Lippman, 1992].

Dans l'étude ERPURS réalisée en Ile de France entre 1987 et 1992, des liens statistiques ont été démontrés entre l'exposition au SO₂ et le nombre journalier de décès par causes cardio-vasculaires, le nombre journalier d'hospitalisation pour asthme et cardiopathies ischémiques, le nombre journalier de visites à domicile de SOS médecins pour asthme et maux de tête, et le nombre journalier d'arrêts maladie à EDF-GDF pour affections respiratoires [ORS, 1994].

Le dioxyde de soufre ou SO₂ est produit surtout par les procédés industriels. Il est surtout abondant dans l'atmosphère des zone industrialisées en hiver. Ses taux auraient tendance à diminuer ces dernières années. C'est l'un des polluants atmosphériques dont les taux sont légiférés.

Ses effets sur la santé sont bien connus. Il serait responsable d'effets irritatifs au niveau broncho-pulmonaire, d'augmentation des crises d'asthme et des infections bronchiques. Mais, il est souvent associé en parallèle avec les particules fines, son rôle direct quant aux effets observés reste donc discutable [Morton Lippman, 1992 ; Société Française de Santé Publique, 1996].

IV-2-a-2 Les oxydes d'azote NO, NO₂ et NOx

*** Dans l'environnement :**

Ils sont produits d'une part par combinaison de l'azote et de l'oxygène de l'air lors de phénomènes de combustion, et d'autre part par combustion des produits azotés contenus dans les combustibles fossiles [Leduc et al., 1995].

Ils proviennent donc [Lambert, 1994 ; Bignon, 1988] :

- des émissions automobiles (75%)
- des sources fixes de combustion : combustion du gaz méthane dans les appareils ménagers, système de régénération électrique, et procédés industriels (25%)

Ils sont à l'origine de la formation de substances acides présentes dans l'air (dont H₂NO₃) mais ce sont aussi des polluants oxydants majoritaires (dont fait partie l'ozone).

Le monoxyde d'azote ou NO est cinq fois moins toxique que le dioxyde ou NO₂ qui est probablement le gaz azoté atmosphérique le plus dangereux pour l'homme [Bignon 1988]. De plus, il persiste moins longtemps dans l'atmosphère car il est rapidement oxydé en NO₂ [Lauwerys R, 1990]. Ce dernier sert d'indicateur pour la qualité de l'air et joue un rôle critique dans la formation d'ozone puisque c'est à partir de lui et sous l'effet des radiations ultra-violettes qu'elle se forme dans l'atmosphère.

C'est un des polluants atmosphériques dont les taux doivent respecter des normes fixées au niveau européen.

- **La Valeur Limite fixée par la directive européenne 85/203/CEE du 07 mars 1985 est 200 µg/m³ par heure et ne doit pas être dépassée plus de 175 heures par an .**

-**Les Valeurs recommandées par la même directive européenne sont :**
la moitié des moyennes horaires ne doit pas dépasser **50 µg/m³**
le niveau moyen horaire doit être inférieur à **135 µg/m³**

Les taux atmosphériques rencontrés dans les grandes métropoles Européennes sont de l'ordre de **20 à 90 µg/m³** en moyenne [Air quality guideline for Europe, 1987]. En ville, au voisinage des voies à forte circulation et au maximum du trafic, les concentrations peuvent atteindre 3 à 10 fois ces valeurs moyennes [Bignon, 1988].

- **A Paris**, les taux mesurés lors de l'étude Erpurs entre 1987 et 1992 sont [ORS, 1994] :

- . niveau de base : **22 µg/m³**
- . niveau moyen journalier atteint 50% des jours de l'année : **43 µg/m³**
- . niveau journalier élevé de pollution atteint ou dépassé 5% des jours de l'année : **78 µg/m³**

. niveau journalier très élevé de pollution atteint 5 à 8 jours pendant l'année : **122** $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- **A Grenoble en 1993**, le taux atmosphérique moyen de NO_2 mesuré était de **58** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [ASCOPARG, 1993].

***Les effets sur la santé:**

Chez l'animal des études faites in vivo et in vitro ont montré que les oxydes d'azote sont oxydants et induisent une lipoperoxydation des membranes des cellules alvéolaires, c'est-à-dire une altération dans la composition des phospholipides membranaires. Cette action toxique peut être à l'origine du développement d'emphysème lors d'exposition chronique. De plus, l'exposition prolongée à de faibles concentrations favorise le développement d'infections pulmonaires, les deux mécanismes de défense pulmonaire étant altérés (mouvements ciliaires et phagocytose) [Lauwerys, 1990 ; Société française de santé publique, 1996].

Chez l'homme, la réponse à l'exposition au dioxyde de soufre est très variable d'un sujet à l'autre : certaines études rapportent une augmentation des résistances bronchiques après inhalation de taux élevés de NO_2 alors que d'autres ne la retrouvent pas. De plus, le NO_2 est assez soluble dans l'eau ce qui explique que sa pénétration n'est pas très profonde dans les voies aériennes. Son action toxique se fait surtout au niveau des petites voies aériennes (bronchioles membraneuses et respiratoires). Mais l'exercice qui augmente la ventilation provoque une pénétration plus distale des oxydes d'azote qui peuvent atteindre alors les alvéoles. C'est d'ailleurs ce qui est rapporté chez des sujets asthmatiques pour lesquels une hyperréactivité bronchique n'a été retrouvée qu'à des concentrations en NO_2 élevées et après stimulation par des agents pharmacologiques, l'exercice ou l'air froid [Bignon, 1988 ; Société française de santé publique, 1996 ; Schlesinger, 1992].

Au niveau épidémiologique, les résultats obtenus sont peu concluants. En effet, les études concernant l'exposition atmosphérique au NO_2 ne permettent pas de conclure sur ses effets propres car il est présent dans l'air associé à d'autres polluants (avec lesquels il est souvent corrélé) [Bignon, 1988 ; Société française de santé publique, 1995 ; Schlesinger, 1992]. L'étude ERPURS réalisée en Ile de France de 1987 à 1992 a trouvé des liens statistiquement significatifs entre les taux de NO_2 et le nombre journalier d'hospitalisation pour asthme à l'assistance publique, le nombre journalier des visites de SOS médecins pour affections des voies respiratoires inférieures,

asthme ou maux de tête, et le nombre journalier d'arrêts maladie pour cause respiratoire à EDF-GDF [ORS, 1994].

En Suède, une étude a été réalisée afin d'évaluer la relation entre des taux atmosphériques modérés de polluants et la "gêne" ressentie par la population. Il n'existe pas de corrélation entre les taux de fumées noires et les symptômes ressentis par la population alors qu'elle existe entre les symptômes ressentis et les taux de NO_2 (ceci surtout dans les quartiers résidentiels et en hiver). Par contre, il existe une corrélation significative entre les taux de fumées noires et ceux de NO_2 . Les sujets asthmatiques sont là encore plus sensibles aux variations des taux de pollution mais pour eux le lien avec l'exposition au NO_2 n'est pas démontré. Selon les auteurs la concentration atmosphérique en dioxyde d'azote serait tout de même un bon prédicteur des troubles lié à la pollution [Forsberg et al, 1997].

Dans l'environnement urbain, ce sont les gaz d'échappement des automobiles qui sont responsables de la production des Nox et du NO_2 , impliqués dans la formation de l'ozone stratosphérique. La toxicité des oxydes d'azote, et du dioxyde en particulier, est mise en évidence de façon formelle au niveau expérimental chez l'animal. Par contre les études expérimentales et épidémiologiques chez l'homme ne permettent pas de conclure de façon formelle. En effet, il est difficile d'attribuer les effets observés au seul dioxyde d'azote plutôt qu'aux autres polluants auxquels il est souvent corrélé. Il semble tout de même qu'il favorise la survenue des crises d'asthme.

IV-2-a-3 L'Ozone troposphérique (O_3)

*** Dans l'environnement**

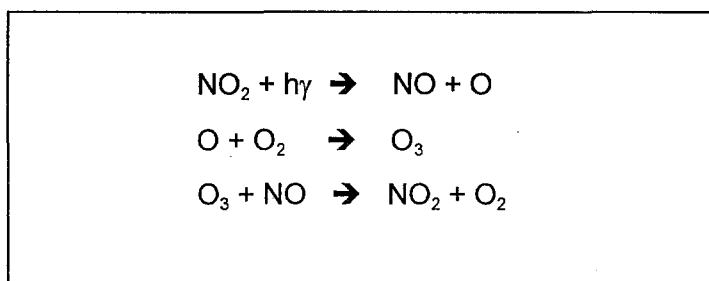
L'ozone est un problème d'actualité pour deux raisons :

- Tout d'abord, sa quantité a diminuée dans les couches supérieures de l'atmosphère avec constitution de " trous " dans la couche d'ozone stratosphérique. Cette dernière serait en effet menacée de destruction sous l'effet des dérivés halogénés qui sont libérés en quantité croissante par les pays industrialisés (chlorofluorocarbones ou CFC, dérivés chlorés autres et dérivés bromés). Le risque principal de ce phénomène pour la santé serait une irradiation accrue par les ultraviolets (l'ozone agissant comme un filtre solaire) et donc l'accroissement de

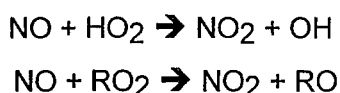
l'incidence des cancers cutanés. Ce risque a été pour une part à l'origine de l'interdiction de fabrication des CFC et de certains solvants chlorés.

- D'autre part, sa teneur s'est accrue dans la troposphère, qui est la couche atmosphérique la plus proche de la croûte terrestre (7 à 10 km d'altitude environ). A ce niveau, l'ozone se forme à la suite de réactions chimiques très complexes entre différents polluants primaires, en particulier les oxydes d'azote émis essentiellement par les émanations des automobiles [Bignon, 1994 ; Degobert, 1992].

L'ozone troposphérique est le photo-oxydant principal constituant du " smog " qui se forme lors des périodes anticycloniques de grand ensoleillement, et de fort trafic automobile. Sa formation résulte du cycle photolytique du dioxyde d'azote :



Cette production est favorisée par des processus additionnels qui génèrent du NO_2 sans consommer d'ozone :



Les radicaux HO_2 et RO_2 se forment par dégradation des composés organiques volatils (COV) et du monoxyde de carbone (CO) (eux aussi émis par les échappements automobiles) sous l'effet du radical OH. Ce dernier est lui-même formé à partir de l'ozone et de vapeur d'eau en présence d'ultra violets [Bignon, 1994].

Les concentrations atmosphériques d'ozone varient en fonction de la localisation géographique. C'est à la périphérie des villes (40 à 80 km) et dans les zones fortement émettrices de composés organiques volatils, de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote que les valeurs d'ozone sont les plus élevées. En effet, le NO est un composé très instable produit en grande quantité dans les zones à fort trafic automobile et qui entraîne dans les centres urbains une destruction de l'ozone au profit de la formation de NO_2 . Par contre, le NO_2 est un composé stable qui est transporté, après sa

production, des centres urbains vers leur périphérie pour être ensuite transformé en ozone [Bignon, 1994 ; Vagnot, 1993].

Ainsi, la concentration atmosphérique de l'ozone peut se calculer selon la formule suivante [Air quality guideline for Europe, 1987] :

$$\text{Concentration O}_3 = \text{constante} \times \frac{\text{Concentration NO}_2}{\text{Concentration NO}}$$

Les taux atmosphériques d'ozone sont soumis à la réglementation Européenne :

Directive européenne 92/72/CEE du 21 septembre 1992 :

- Seuil d'alerte à la population : **360** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Seuil d'information de la population : **180** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Seuil pour la protection de la santé : **110** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Seuil pour la protection de la végétation : **65** $\mu\text{g}/\text{m}^3$

L'OMS en 1987 a établi des valeurs guides qui sont les suivantes [Air quality guideline for Europe, 1987] :

- . pour une heure : **150 à 200** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . pour 8 heures : **100 à 120** $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Les concentrations atmosphériques rencontrées dans les agglomérations urbaines sont en général modérées. Cependant lors de conditions anticycloniques stables dans des régions à fort ensoleillement, les concentrations horaires d'ozone peuvent être très élevées : de l'ordre de **400** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Bignon, 1994] !

-A **Paris** pendant le 1^o semestre 1989, les concentrations mesurées étaient de l'ordre de [Bignon, 1994] :

- . moyenne : **30** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . médiane : **24** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . étendue : **4 à 112** $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- . maximum horaire : **164** $\mu\text{g}/\text{m}^3$

et les taux mesurés lors de l'étude Erpurs sont [ORS, 1994] :

- . niveau de base : $3\mu\text{g}/\text{m}^3$
 - . niveau moyen journalier atteint 50% des jours de l'année : $20\mu\text{g}/\text{m}^3$
 - . niveau journalier élevé de pollution atteint ou dépassé 5% des jours de l'année : $81\mu\text{g}/\text{m}^3$
 - . niveau journalier très élevé de pollution atteint 5 à 8 jours pendant l'année : $103\mu\text{g}/\text{m}^3$
- **A Grenoble**, en 1993, les taux d'Ozone mesurés étaient de $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur l'année [ASCOPARG, 1993].

* Effets sur la santé

L'ozone est peu soluble dans l'eau et possède la propriété de pénétrer au plus profond du poumon. Des études expérimentales faite chez l'homme ont montré que 40 à 50 % de l'ozone inhalée était absorbée au niveau des voies aériennes supérieures et le reste au niveau des bronchioles. L'ozone réagit lentement avec le surfactant alvéolaire ce qui explique sa faible absorption à ce niveau [Bignon, 1994].

De nombreuses expérimentations ont été menées chez l'animal. Lors d'expositions de courte durée (quelques heures à des taux compris entre 500 et $2000\mu\text{g}/\text{m}^3$), il apparaît une hyperréactivité bronchique (avec bronchoconstriction, diminution du transfert des gaz à travers la membrane alvéolo-capillaire, apparition d'une hypersensibilité bronchique à l'acétylcholine). Lors d'expositions plus longues (1 semaine) à des taux plus faibles (200 à $400\mu\text{g}/\text{m}^3$), il y a formation de lésions des bronchioles terminales et respiratoires proximales, ainsi que de lésions alvéolaires (métaplasie et hyperplasie épithéliale de type 2 et présence de macrophages et de polynucléaires neutrophiles en grand nombre). Et enfin, une exposition très longue (1 an) conduit à la formation de lésions de bronchiolite fibreuse sténosante, et de fibrose parenchymateuse sans qu'il y ait formation de lésions évocatrices d'emphysème [Bignon, 1988].

Chez l'homme, les études expérimentales faites sont nombreuses. Un bilan des expositions humaines contrôlées (exposition à l'ozone seule) réalisé entre 1980 et 1993 (58 études) a été fait par I MOMAS et son équipe en 1994. Chez le sujet sain adulte, les symptômes ressentis lors d'une exposition unique à des concentrations élevées (de 200 à $1000\mu\text{g}/\text{m}^3$) pendant 1 à 2 heures sont le plus souvent une toux non productive exacerbée par l'inspiration profonde, un inconfort thoracique et une

douleur lors de l'inspiration profonde. Trois autres symptômes sont aussi rencontrés mais moins fréquemment : l'essoufflement, l'irritation nasale et laryngo-trachéale.

Les modifications spirométriques observées sont fonction de la dose inhalée :

- pour une dose supérieure à $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on note des diminutions significatives de la Capacité vitale forcée (CVF), du Volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) et du Débit expiratoire moyen (DEM 25-75).
- pour une concentration aux environs de $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$ les perturbations observées dépendent du degré de ventilation du sujet exposé
- et pour une concentration inférieure à $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les effets sont observés si le temps d'exposition est assez long (supérieur à 6 heures)

On note aussi dans certaines études une diminution de la capacité pulmonaire totale et des débits de pointe, une augmentation de la réactivité bronchique à l'histamine et à la métacholine.

Il est important de noter que toutes les expériences réalisées mettent en évidence une grande variabilité interindividuelle des résultats lors de l'exposition aiguë à l'ozone, une durée transitoire des perturbations observées et des effets proportionnels à la concentration d'ozone auxquelles les sujets sont exposés.

En fait, les effets résultent surtout de la combinaison de trois paramètres : la concentration qui joue le rôle principal, la ventilation et enfin la durée d'exposition. Et les groupes à risque sont les asthmatiques (et non les bronchitiques chroniques), et les sportifs.

Lors d'expositions répétées à l'ozone, il y a apparition d'une hyperréactivité. C'est-à-dire que quand des expositions sont proches (de 12 heures), les variations des fonctions pulmonaires observées le deuxième jour sont plus importantes que celles du premier jour. Cette hyperréactivité est transitoire et ne s'observe pas 72 heures après la première exposition. Elle serait aussi dose dépendante. Ainsi, des expositions répétées 3 à 5 jours de suite à des concentrations d'ozone comprises entre 400 et $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ conduiraient à une adaptation de l'organisme vis à vis de l'ozone, qui ne durerait que 4 à 7 jours [MOMAS, 1994]

Ces différentes expériences ont permis de mieux appréhender les mécanismes physiologiques de la toxicité pulmonaire de l'ozone.

Pour des expositions à des niveaux élevés, l'étude du liquide de lavage bronchio-alvéolaires de sujet sain montre une réaction inflammatoire marquée avec un recrutement important de polynucléaires neutrophiles. Pour des niveaux moins

importants, il y aurait une augmentation de la perméabilité de l'épithélium respiratoire qui faciliterait la diffusion des médiateurs et de cellules de l'inflammation vers la sous-muqueuse avec hyperréactivité bronchique. Et pour des expositions plus longues à des concentrations plus faibles, la réponse inflammatoire se caractériserait par l'afflux de nombreux acteurs de l'inflammation (polynucléaires neutrophiles, protéines, fibronectine, LDH, PGE2, IL-6, et α 1 antitrypsine). De telles modifications lésionnelles au niveau du poumon laissent envisager à long terme des effets pathologiques lors d'expositions aiguës répétées [Bignon, 1994].

Les études épidémiologiques concernant les effets de l'exposition à l'ozone ne se font que depuis les années 1980 et surtout aux Etats-Unis. Les effets des expositions aiguës ayant plus été étudiés que ceux des expositions chroniques.

De façon synthétique, lors d'exposition aiguë à l'ozone (concentrations hautes), il y aurait une augmentation des admissions hospitalières, un risque accru d'attaques d'asthme, et des altérations des performances fonctionnelles respiratoires chez des sujets sains. De plus si on compare les résultats obtenus par les études épidémiologiques à ceux obtenus de façon expérimentale, on constate une décroissance plus importante des paramètres fonctionnels en situation réelle par rapport aux situations expérimentales. Les expérimentations sous-estiment donc les effets de l'ozone [Bignon, 1994].

Les études faites sur une longue durée, afin d'apprécier l'exposition chronique à l'ozone, ont trouvé un lien entre l'incidence et la sévérité de l'asthme et les pics de pollution d'ozone. Ceci est confirmé par plusieurs études qui ont trouvé une baisse significative du VEMS entre le début et la fin de l'été chez les sujets vivants dans des zones de forte pollution photooxydante [Bignon, 1994].

L'étude ERPURS a trouvé des liens significatifs entre l'exposition à l'ozone et la mortalité totale non accidentelle, le nombre d'hospitalisation de personnes âgées à l'Assistance Publique pour maladies respiratoires chroniques, et surtout le nombre journalier de visites à domicile de SOS médecins pour maladies respiratoires des enfants et pathologies de l'oeil [ORS, 1994].

En ce qui concerne le risque cancérogène, de nombreuses études animales et chez l'homme ont été faites et ne permettent pas à l'heure actuelle de conclure [Bignon, 1988].

L'ozone troposphérique est le photoxydant principal de l'environnement extérieur. Il est formé surtout à partir des oxydes d'azote lors des périodes de grand ensoleillement.

Ses effets aigus ont été mieux étudiés que ses effets chroniques. Il jouerait un rôle important dans la recrudescence de problèmes irritatifs broncho-pulmonaires en période estivale. Alors que les résultats expérimentaux sont concluants, les résultats des études épidémiologiques sont plus nuancées. Cependant, un contrôle accru de la pollution photoxydante semble nécessaire.

IV-2-a-4 Le peroxyacetyl nitrate (PAN)

Il est obtenu par la transformation du monoxyde de carbone (CO) après sa réaction dans l'atmosphère avec les radicaux libres de type hydroxyl (qui eux-mêmes réagissent ensuite avec les nitrates). L'acétaldéhyde et les cétones en sont des précurseurs [Degobert, 1992].

Les niveaux atmosphériques sont rarement mesurés du fait de difficultés analytiques mais ils peuvent atteindre **80 à 90** µg/m³ aux Etats-Unis et en Europe [Air quality guideline for Europe, 1987].

Ses effets sur la santé sont moins bien individualisés, et semblent être les mêmes que ceux provoqués par l'ozone.

IV-2-a-5 Les aldéhydes

Ils appartiennent au groupe des **composés organiques volatils** (ou COV) émis directement à partir de sources identifiables ou bien indirectement par photo-oxydation et participent ainsi à la formation de l'ozone. Par exemple, le formaldéhyde peut se former dans l'air à partir du méthane et du radical hydroxyl [Degobert, 1992].

De plus, les réactions photochimiques ayant lieu entre l'ozone et le SO₂ produisent des radicaux libres qui participent ensuite à la formation d'aldéhydes [Tabershaw et al., 1969]. Ce sont donc des polluants gazeux primaires et secondaires.

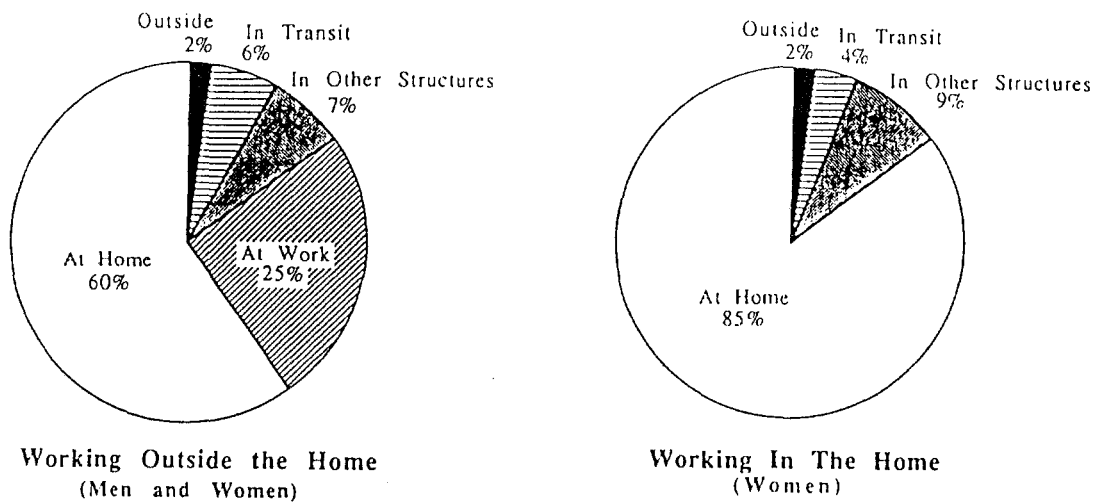
* Dans l'environnement

Ce sont des produits issus de la combustion incomplète des composés carbonés.

Leurs principales sources sont :

- les incinérateurs de déchets urbains avec libération de sous-produits des résines urée formol, les fumées d'usine de fabrication et d'utilisation des aldéhydes et dérivés (résines urée formol, éthylène glycol, fertilisants, teintures, agents durcisseurs, cosmétiques, etc...)
- leur utilisation comme agents nettoyants bactéricides (dans les hopitaux par exemple)
- les gaz d'échappement des véhicules (surtout les véhicules fonctionnant avec des essences enrichies en éthers butyliques d'alcool MTBE et ETBE)
- les effluents domestiques émis lors de la cuisson de certains aliments et par les systèmes de chauffage
- les fumées de cigarettes. Les fumées de cigarette contiennent par ordre décroissant de l'acétaldéhyde, de l'acroleïne, du propionaldéhyde et enfin du formaldéhyde [Leikauf, 1992].
- les processus de dégradation naturelle des végétaux (pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde)
- NB : à l'intérieur des immeubles modernes, les émanations produites à partir du mobilier en aggloméré et des mousses isolantes en résines urée formol constituent une source d'aldéhyde atmosphérique. Ceux-ci sont alors des acteurs du Sick Building Syndrome ou Syndrome des "grands ensembles". Dans les locaux, les autres sources d'aldéhydes sont la fumée de cigarette et les émanations des cuissons d'aliments.

Deux remarques importantes sont à faire en ce qui concerne l'exposition aux aldéhydes environnementaux. Tout d'abord, dans les grandes villes occidentales nous ne passons que 1 à 2% de notre temps dans le milieu extérieur, et par conséquent le principal lieu d'exposition aux aldéhydes est l'environnement intérieur. D'autre part, l'exposition professionnelle aux aldéhydes est très importante (environ 1 million de personnes) car leur utilisation est très répandue [Leikauf, 1992].



Les principales sources d'aldéhydes dans l'environnement intérieur et extérieur

[Leikauf, 1992]

Dans l'environnement urbain, les aldéhydes les plus rencontrés sont le **formaldéhyde**, l'**acétaldéhyde** et l'**acroleine**. Ils participent à la formation des brouillards acides ou *smog*.

Il n'existe pas encore de Valeur Limite Européenne « légale » pour les aldéhydes.

- Par contre, pour le **formaldéhyde**, une valeur guide a été fixée par l'OMS : **100 µg/m³** sur 30 minutes [Lubkert Alcamo B, 1994].

Dans l'air des grandes métropoles urbaines, les concentrations moyennes annuelles sont de l'ordre de **5 à 10 µg/m³** (Les taux pouvant être beaucoup plus importants dans l'atmosphère intérieure des grands buildings) [Air quality guideline for Europe, 1987].

En région parisienne en 1987, les taux mesurés étaient de **8 µg/m³** en banlieue et de **15.4 µg/m³** dans le centre de Paris [Person et al, 1988].

En 1992 en région Rhône-Alpes les taux mesurés à l'extérieur des cabines de péagiers d'autoroute et ceux mesurés dedans étaient du même ordre de grandeur : **5 µg/m³** en moyenne, [Metge, 1995].

En 1992 toujours, une étude a été faite afin d'évaluer l'exposition aux polluants atmosphériques à **Paris** et à **Bordeaux** des conducteurs d'autobus. A Paris, les concentrations moyennes de formaldéhyde mesurées étaient de **32.5** et **55** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Diebold F, 1992].

- Pour l'**acétaldéhyde**, il n'y a pas de valeur guide publiée par l'OMS.

A Paris, en 1987, les taux trouvés étaient de **3.7** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne [Person et al, 1988].

- Et pour l'**acroléine**, il n'y a pas non plus de valeur guide publiée par l'OMS.

Les taux atmosphériques urbains sont faibles, de l'ordre de **0.03** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en Europe [WHO, 1992].

*** Effets sur la santé**

→ *Le formaldéhyde*

Ses principaux effets sont les suivants :

⇒ Des effets irritants :

C'est un puissant agent irritant cutané-muqueux (surtout des yeux et des muqueuses respiratoires) et sensibilisant. Le seuil de détection de son odeur se situe selon les individus entre 0.06 et 0.22 mg/m^3 . Cependant, ce seuil de détection est soumis à une importante variabilité inter-individuelle. Ainsi, dans une étude faite sur 50 sujets, le seuil de perception de l'odeur était de 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la majorité de l'échantillon, et de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les extrêmes [Air Quality Guideline for Europe, 1987].

De plus, il a été démontré qu'il existe une différence notable entre le seuil de perception de l'odeur et le seuil irritatif du formaldéhyde. De façon générale, lors d'exposition au formaldéhyde, c'est d'abord une irritation des yeux qui est perçue, puis l'odeur et enfin l'irritation nasale [Air Quality Guideline for Europe, 1987]. Le seuil de l'irritation nasale se situerait entre 5 et 6.2 mg/m^3 après 30 minutes d'exposition [Société française de santé publique, 1996]. Ainsi la perception de l'odeur ne peut être utilisée comme un indicateur de santé.

Au niveau cutané, des réactions d'irritation n'apparaissent qu'au contact direct avec le formaldéhyde. C'est un agent sensibilisant qui peut induire lors d'expositions répétées

une dermatite allergique ou un urticaire de contact [WHO, 1989 ; Leikauf, 1992]. De plus, il jouerait peut-être un rôle dans l'accroissement des phénomènes allergiques, ce qui n'est pas encore prouvé à l'heure actuelle [Gorsky et al. 1992].

⇒ Des effets pulmonaires :

La principale voie d'exposition au formaldéhyde est la voie respiratoire, les voies digestives et cutanées sont moins importantes. Il se dépose essentiellement au niveau du tractus respiratoire supérieur car il est très soluble (98% se déposent à la surface humide de la muqueuse nasale) [Société française de santé publique, 1996].

Chez l'animal, l'exposition de rats à une dose forte ($1200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de formaldéhyde a provoqué une irritation oculaire, et une baisse des différents paramètres de la fonction respiratoire avec augmentation des résistances aériennes et diminution des phénomènes de compliance pulmonaire [WHO, 1989]. D'autres études ont pu mettre en évidence, une action inhibitrice des mouvements ciliaires et une diminution de la clairance mucociliaire [Société française de santé publique, 1996].

Chez l'homme les expériences faites chez des sujets sains exposés au formaldéhyde seul à des concentrations « environnementales », n'ont pas mis en évidence de modification au niveau respiratoire. A des taux plus élevés et pendant une exposition d'au moins 2 heures, des modifications spirométriques (débitmétriques et les volumes expiratoires forcés) ont été notées. De plus, chez des asthmatiques exposés à du formaldéhyde seul, on a vu se développer au repos ou à l'effort une augmentation de leurs résistances pulmonaires et une diminution de leurs débits ventilatoires.

D'autres groupes de sujets ayant une exposition professionnelle préalable ont été étudiés. Là encore, on note une diminution nette des performances respiratoires à la fin de leur exposition. Le mécanisme d'action du formaldéhyde au niveau pulmonaire impliquerait donc probablement un phénomène d'hypersensibilité mais surtout d'irritation directe [Leikauf, 1992].

De nombreuses études épidémiologiques ont été faites sur des sujets exposés au formaldéhyde en milieu professionnel. Ce sont principalement les sujets travaillant dans les industries de fabrication du formaldéhyde, de résines, du bois, de textiles et de papier, les biologistes, histologistes et anatomopathologistes ainsi que le personnel

médical, les embaumeurs et les employés funéraires. Les études faites sur l'exposition de la population par le biais de l'automobile sont rares.

Certains travaux ont pu montrer une baisse des paramètres ventilatoires de sujets exposés à la fin de leur semaine de travail (CVF et VEMS). Ces paramètres redeviennent normaux à l'arrêt de toute exposition. D'autres études n'ont pu mettre en évidence de tels phénomènes [Société française de santé publique, 1996]. Par exemple, une étude faite en 1987 chez des sujets travaillant dans des garages de bus et chez les membres d'équipage de navires transbordeurs ou transrouliers exposés à de nombreux toxiques dont le formaldéhyde, n'a pas mis en évidence d'effets sur la fonction pulmonaire ou de traces de mutagénicité urinaire [Ulfarson et al., 1987].

⇒ Des effets cancérogènes :

Au niveau expérimental, il est doté de propriétés mutagènes et cancérogènes pour diverses espèces de bactéries, levures et cellules de mammifères en cultures.

Chez le rat, il n'induirait pas de lésions pulmonaires mais par contre au niveau de l'épithélium nasal il produirait un turn-over cellulaire important (surtout lors d'association avec une exposition à l'ozone), ce qui représente un risque de cancérisation [Mautz et al., 1988]. En effet des expositions fortes (7 à 25 mg/m³) sont à l'origine de dégénérescence cellulaire, de nécrose inflammatoire, de métaplasie et d'une augmentation de la prolifération cellulaire au niveau de leur épithélium nasal. Certains rats exposés à des taux élevés ont développé par la suite des tumeurs nasales, sans que le lien statistique avec l'exposition au formaldéhyde n'est pu être mis en évidence de façon formelle. Il n'y a pas de preuves statistiques non plus en ce qui concerne le risque de développer des tumeurs cutanées chez des souris après exposition au formaldéhyde [WHO, 1989].

A l'heure actuelle, sa cancérogénicité pour l'espèce humaine est étudiée (surtout en milieu professionnel) mais pas démontrée [Bismuth C, 1987]. Certaines études pencheraient pour son rôle dans le développement de tumeurs nasales ou du nasopharynx, mais il n'y a pas de preuves formelles [WHO, 1989].

Il est classé par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) dans le **groupe IIA** des substances probablement cancérogènes pour l'homme, et il est reconnu comme agent responsable d'asthme professionnel (tableau des maladies professionnelles n° 43 du régime général).

Pour conclure, la toxicité du formaldéhyde est surtout connue par l'intermédiaire des expérimentations animales et humaines et par les études épidémiologiques réalisées en milieu professionnel. Sa toxicité aux taux atmosphériques urbains est encore mal connue et on ne peut qu'extrapoler à partir des données dont on dispose.

→ *L'acétaldéhyde :*

La connaissance de sa toxicité chez l'homme est actuellement très limitée. Les seules données solides résultent d'expérimentations animales, et il n'y a pas d'études épidémiologiques le concernant.

La principale voie d'intoxication est l'inhalation. Sa pénétration dans l'arbre pulmonaire est plus importante que celle du formaldéhyde [Leikauf, 1992]. Il est responsable de phénomènes irritatifs cutaneo-muqueux et bronchitiques lors d'expositions chroniques [Bismuth, 1987]. Mais, des expériences réalisées sur des souris pour tester la baisse des paramètres ventilatoires en réponse à une exposition aiguë à l'acétaldéhyde a montré qu'il fallait des doses très élevées d'acétaldéhyde pour avoir un résultat positif. D'autres expériences ont étudié plus spécifiquement la réactivité bronchique, la clairance mucociliaire et les mécanismes de défense pulmonaire lors d'exposition à l'acétaldéhyde. Là encore, il semble être beaucoup moins toxique que le formaldéhyde [Leikauf, 1992].

C'est un produit mutagène in vitro pour certaines espèces et chez l'animal pour qui il est cancérigène, tératogène et foetotoxique. Par contre, les sites tumoraux apparus chez l'animal après exposition à l'acétaldéhyde diffèrent un peu de ceux connus après exposition au formaldéhyde. On observe surtout des adénocarcinomes de l'épithélium olfactif des rats et des carcinomes laryngés des hamsters [Leikauf, 1992].

Il est classé par le CIRC dans le **groupe IIB** (substance cancérigène possible pour l'homme).

→ *L'acroleïne :*

C'est une substance très irritante et difficilement supportable lors d'expositions aiguës. C'est pour cette raison que son étude n'a pas été très approfondie chez l'homme. Cependant, du fait de ses effets irritants intenses, on pense qu'il serait un des responsables des phénomènes ressentis lors des épisodes de smog photochimique [Société française de santé publique, 1996].

Chez l'animal, au niveau pulmonaire, il est beaucoup plus toxique que le formaldéhyde et a fortiori que l'acétaldéhyde. Les enregistrements spirométriques montrent une diminution des paramètres ventilatoires, ainsi qu'une hyperréactivité bronchique (irréversible chez le singe) obtenues très rapidement. En plus, il est beaucoup moins soluble dans l'eau que les deux précédents et pénètre donc plus profondément à l'intérieur du poumon [Leikauf, 1992].

Chez l'homme, des études épidémiologiques pour évaluer ses effets chroniques ne sont pas réalisables car les sujets ne peuvent supporter sa présence.

Il ne serait que faiblement mutagène chez l'animal par contre un de ses métabolites (le glycidaldéhyde) est un puissant agent mutagène et cancérigène [Bismuth et al., 1987]. Il a été démontré qu'aux concentrations présentes dans la fumée de cigarette, l'acroléine est capable de bloquer la synthèse de RNA in vitro et in vivo par blocage de la RNA-polymerase [Lauwerys, 1990]. Elle a donc potentiellement un effet délétère sur les phénomènes de multiplication cellulaire.

Le glycidaldéhyde est classé par le CIRC dans le **groupe IIB** des substances cancérigènes possibles pour l'homme. Et l'acroléine est dans le **groupe III** (groupe des substances ne pouvant être classées du point de vue de leur pouvoir cancérigène éventuel chez l'homme).

La source principale d'exposition aux aldéhydes pour l'homme moderne est le milieu intérieur ("Sick building syndrome"). Dans l'environnement extérieur urbain, les aldéhydes proviennent des émissions industrielles et des échappements automobiles, et peuvent aussi se former par des réactions photochimiques à partir d'autres polluants. Les principaux composés émis par les véhicules sont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acroléine.

C'est le formaldéhyde qui est le plus abondant et le mieux connu à l'heure actuelle, grâce aux nombreuses études réalisées en milieu professionnel. Ses effets sont principalement irritatifs au niveau respiratoire et cutanéomuqueux. Il aurait aussi un potentiel cancérigène, qui n'est pas encore formellement établi chez l'homme. Les taux mesurés dans l'environnement extérieur sont faibles, mais certaines études rendent le formaldéhyde responsable d'effets irritatifs à ces valeurs.

IV-2-a-6 Le 1,3 butadiène

* Dans l'environnement

C'est un gaz émis principalement par les gaz d'échappement automobiles et qui se forme par combustion incomplète du carburant (surtout essence). Son émission devrait diminuer par l'équipement des véhicules avec des pots catalytiques. Une estimation faite aux Etats-Unis par l'EPA (Environmental Protection Agency) évalue à 94% la part des émissions de 1,3 butadiène due aux transports, avec 59% qui seraient dus spécifiquement aux émissions des véhicules routiers.

Dans l'atmosphère, c'est un gaz réactif qui participe à la formation des aldéhydes et des nitrates organiques.

Son taux moyen annuel dans le milieu extérieur se situe dans une fourchette comprise entre **0.12 et 0.56 µg/m³**.

* Effets sur la santé

Les expérimentations animales ont montré une augmentation de l'incidence des tumeurs du poumon, des vaisseaux cardiaques et de la lymphe chez des souris exposées.

Chez l'homme, les études épidémiologiques faites en milieu professionnel n'ont pas permis de conclure à sa cancérogénicité [Société Française de Santé Publique, 1996]. Il est classé par le CIRC dans le **groupe II A** des cancérogènes probables pour l'homme.

IV-2-a-7 Les hydrocarbures aromatiques monocycliques : Benzène, Toluène, Xylènes ou BTX

Ils appartiennent aussi au groupe des composés organiques volatiles.

* Le Benzène :

♦ *Dans l'environnement urbain*

Ses principales sources sont représentées par :

-la distillation du pétrole et du goudron de houille [Lauwerys, 1990]

-son utilisation en vase clos comme composé servant à la synthèse d'autres produits chimiques ou de matériaux. Son utilisation en tant que solvant est interdite de nos jours, l'ensemble des produits mis actuellement sur le marché contiennent moins de 0.1% de benzène [Lauwerys, 1990].

-les super-carburants qui contiennent, comme nous l'avons vu dans des chapitres précédents, 1 à 5 % de benzène. 80 à 85 % du benzène atmosphérique provient donc des véhicules automobiles. Le benzène est libéré dans l'atmosphère par les gaz d'échappement (70%), par les pertes par évaporation à partir du carburateur (14%), et par les pertes au remplissage des réservoirs (1%) [Degobert, 1992 ; Akland Géralg, 1993].

Tous les aromatiques qui sont présents dans les carburants donnent naissance à du benzène dans les gaz d'échappement (par exemple, sur un véhicule européen qui fonctionne avec un carburant composé de 3.1 % en poids de benzène et 30 % d'autres aromatiques, 44 % du benzène émis a survécu à la combustion et 56 % a été créé lors de la combustion d'autres aromatiques) [Degobert, 1992]. Ceci a été confirmé par une étude faite à Paris durant l'année 1992 qui a montré un enrichissement de l'atmosphère en benzène à partir des échappements automobiles (les rapports HAM/benzène étant plus faibles dans l'air ambiant que dans le carburant) [Coursimault, 1995]

- le tabac, les aliments et l'eau de boisson contiennent aussi des traces de benzène [Lauwerys, 1990]

C'est aussi un composé réactif qui intervient dans les réactions photochimiques oxydantes où il réagit avec les radicaux libres de type hydroxyl [Goldstein, 1992].

Aux Etats-Unis, des études ont porté sur la valeur de la contribution des différentes sources de benzène en ce qui concerne l'exposition des populations. Chez les travailleurs professionnellement exposés, c'est l'activité professionnelle qui représente (et de loin) la principale source d'exposition. Par contre pour les sujets non professionnellement exposés et fumeurs, le tabac est la principale source d'exposition. Quand aux sujets non fumeurs ils sont eux surtout exposés au benzène présent dans l'atmosphère intérieure des locaux et de façon moindre au benzène présent dans l'atmosphère extérieure [Société française de santé publique, 1996]. La principale source d'exposition au benzène reste donc encore le milieu professionnel, les taux de benzène atmosphérique étant très faibles en comparaison.

La Working Health Organisation (WHO) a fait une estimation des apports journaliers de benzène par individu qui seraient de **130-550** µg toutes sources confondues [Goldstein et al., 1992].

Par ailleurs, les taux atmosphériques du benzène ne sont pas encore soumis à une législation.

- Les taux atmosphériques mesurés en Europe sont compris entre **3 et 160** µg/m³ [Air quality guideline for Europe, 1987] avec des maxima rencontrés en zone urbaine. Ceci est confirmé par une étude italienne qui comparait les taux de benzène atmosphérique avec les taux de benzène sanguin. Les taux de benzène sanguins trouvés étaient significativement plus importants chez les sujets citadins par rapport à ceux mesurés chez les habitants de zones rurales [Brugnone , 1992].

- Au **Danemark** en 1990, les concentrations mesurées au niveau de routes fréquentées en zone urbaines étaient comprises entre **5 et 24** µg/m³ [Van Wijnen , 1995].

- En **région Rhône Alpes en 1992**, les taux mesurés étaient en moyenne de **26.11** µg/m³ à l'extérieur de la cabine des péagiers d'autoroute (et de 9.15 µg/m³ à l'intérieur) [Metge, 1995].

- En **1993 à Paris** sur la voie publique, les taux moyens mesurés dans la rue étaient de **14** µg/m³ et ceux mesurés au niveau d'un carrefour de **32.5** µg/m³ [Coursimault, 1995].

Cependant, du fait des risques cancérogènes qui sont associés à son exposition sa concentration atmosphérique doit être la plus basse possible [Lubkert-Alcama, 1994].

♦ *Effets sur la santé*

La principale voie d'intoxication de l'homme par le benzène est respiratoire et environ 50 % du benzène respiré est absorbé. Sa pénétration par voie cutanée semble être plus faible que pour les autres solvants [Air quality guideline for Europe, 1987]. Puis une partie sera éliminée sous forme inchangée dans les urines (1%) et dans l'air expiré (10%). Le reste va être bio-transformé au niveau hépatique pour donner des métabolites qui seront éliminés dans les urines [Lauwerys, 1990]. Ces différentes voies métaboliques sont à l'origine d'indices biologiques d'exposition (ou IBE) sanguins et urinaires. Pour des expositions fortes (supérieures à 32 mg/m³) il existe une corrélation entre l'excrétion des phénols urinaires et l'exposition au benzène atmosphérique. Et

pour des expositions plus faibles, on mesure plutôt l'acide t,t-muconique dans les urines.

De nombreuses expériences ont été faites chez l'animal pour évaluer la toxicité du benzène atmosphérique. Lors d'exposition à des taux élevés de benzène (1600 à 3200 mg/m³) pendant plusieurs semaines, il apparaît chez les rats, les souris ou les lapins une anémie, une leucopénie et une lymphopénie. De plus, pour des doses supérieures à 32 mg/m³, des animaux exposés ont développé des lymphomes et des leucémies [Air quality guideline for Europe, 1987].

Chez l'homme, l'exposition atmosphérique au benzène a surtout été étudiée dans le milieu professionnel avant que son usage ne soit interdit. Pour des expositions atmosphériques importantes (supérieures à 100 mg/m³) il existe un risque hématologique certain avec leucopénie, anémie, thrombopénie et au maximum une aplasie médullaire par inhibition du fonctionnement de la moelle osseuse [Air quality guideline for Europe, 1987]. Par contre, aucun cas de ralentissement de l'hématopoïèse n'a été retrouvé lors d'exposition à des concentrations de benzène inférieures à 90 mg/m³ [CONCAWE, 1989]. Pour des taux inférieurs à 80 mg/m³, une macrocytose a été retrouvée chez des salariés exposés, celle-ci a disparu à l'arrêt de l'exposition [Air quality guideline for Europe, 1987].

De plus, de nombreuses études épidémiologiques, toujours en milieu professionnel, ont pu mettre en évidence un risque cancérogène certain lié à l'exposition au benzène atmosphérique. Ce sont surtout des cas de leucémies myéloblastiques ou lymphoïdes [Air quality guideline for Europe, 1987]. Et certaines études ont pu mettre en évidence une corrélation entre l'apparition de myélomes multiples ou de mélanomes cutanés malins avec l'exposition professionnelle à l'essence [Infante, 1993].

Le benzène a été classé par le Centre International de Recherche contre le Cancer dans le **groupe I** des substances cancérogènes présentant des preuves suffisantes de cancérogénicité chez l'homme.

A l'heure actuelle, les effets du benzène lors d'exposition à des taux faibles comme ceux trouvés dans le milieu environnemental sont difficiles à appréhender. La comparaison depuis la guerre des taux de mortalité par leucémie avec la consommation d'essence automobile n'a pas montré de variation de fréquence des leucémies, ce qui amène à dire que le benzène n'aurait pas d'effet cancérogène aux

taux environnementaux [ECETOC, 1987]. Cependant, des estimations de risque faites à partir de données connues sont disponibles. En 1982, l'EPA (Environmental Protection Agency) a estimé le risque supplémentaire de mort par leucémie due à l'exposition au benzène : une exposition à $3.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benzène durant toute une vie conduirait à 22 décès supplémentaires (avec un risque relatif de 5) [ECETOC, 1987]. Et l'OMS (Organisation Mondiale pour la Santé) estime que pour une concentration dans l'air de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le risque de leucémie-vie entière est de 4.10^{-6} , c'est-à-dire de 4 leucémies pour un million de personnes exposées [Air quality guideline for Europe, 1987]. Ceci n'a toujours pas été confirmé par des études épidémiologiques.

Dans l'atmosphère urbaine, les sources du benzène atmosphérique sont essentiellement les échappements automobiles. Il est également produit par photochimie à partir des autres polluants atmosphériques.

Sa toxicité est bien connue lors d'exposition à des taux élevés. Il est alors responsable d'anomalies au niveau des cellules sanguines avec au maximum la formation d'aplasie médullaire. C'est aussi un cancérogène, classé dans le groupe I par le CIRC, qui peut donner des leucémies lors d'exposition importante.

Dans l'environnement urbain, les taux mesurés sont faibles et il est encore difficile d'évaluer son potentiel malin pour de faibles doses. Cependant, il convient de rester prudent et de limiter ses taux dans l'environnement.

*** Le toluène :**

♦ Dans l'environnement

Il y est émis principalement par les raffineries de pétrole. Mais aussi lors de son utilisation comme :

- solvant dans les peintures, les encres, les colles
- composant de produits cosmétiques
- composant de produits chimiques (toluène diisocyanate, acide benzoïque, ...)
- additif dans les carburants (émis à partir de l'évaporation des carburants et avec les gaz d'échappement)

Le toluène est l'hydrocarbure aromatique majoritairement présent dans la troposphère. Quand il est purifié, il contient moins de 0.01 % de benzène. C'est un composé très

réactif qui subit des réactions photooxydantes avec les radicaux hydroxyles présents dans l'air. Ses concentrations sont liées aux conditions météorologiques : en hiver sa demi-vie est de l'ordre de quelques mois, alors qu'en été elle est de quelques jours car il est très vite transformé en composés secondaires [Air quality guideline for Europe, 1987].

Des études ont mesuré l'impact des taux de toluène sur la faune et la flore en général. Il ne semble pas y induire d'effets indésirables [Nielsen, 1991].

Tout comme le benzène, ses taux ne sont pas soumis à une législation. En Europe, ils sont compris entre **0.5 à 1031 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** [Air quality guideline for Europe, 1987].

- Dans l'étude **danoise** de Van Wijnen citée précédemment, les taux mesurés étaient compris entre **32 et 72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** [Van Wijnen et al., 1995].

- Les taux mesurés à l'extérieur des cabines de péagiers d'autoroute **en région Rhones-Alpes** étaient compris entre **54 et 310 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** (contre 10 à 96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'intérieur) [Metge, 1995].

- En **1993 à Paris** les taux moyens mesurés dans la rue de **50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** et ceux mesurés au niveau d'un carrefour de **104 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** [Coursimault, 1995].

- Pour comparer, une étude faite chez des garagistes ou des pompistes travaillant en contact avec des vapeurs d'essence dans des locaux plus ou moins bien ventilés, a trouvé des niveaux de toluène importants (de 3 à 6 mg/m^3 en moyenne) surtout en hiver (locaux moins bien ventilés, ...)[Machefer et al., 1991].

♦ *Effets sur la santé:*

La voie d'exposition préférentielle du toluène est respiratoire, son absorption pulmonaire représentant 40 à 60 % de sa fraction inhalée. Il est rapidement distribué dans les tissus et peut s'accumuler dans les tissus adipeux [Fischbein, 1985]. Une fraction (20%) du toluène absorbé est excrétée inchangée par l'air expiré. Le reste est métabolisé au niveau du foie, et les métabolites produits sont ensuite éliminés dans les urines [Lauwerys, 1990].

Il est beaucoup moins toxique que le benzène car il est dénué d'hématotoxicité. Ses principaux effets sont narcotiques, irritatifs et neurotoxiques (troubles de la mémoire, insomnie, diminution des performances intellectuelles) pour des expositions à de fortes doses en milieu industriel [Fischbein, 1985].

Des études récentes suggèrent que l'exposition environnementale à des toxiques dont les solvants organiques serait à l'origine d'ototoxicité [Rybak, 1992] mais ceci reste encore à confirmer.

Le toluène est l'hydrocarbure aromatique monocyclique le plus abondant dans l'atmosphère. Il y est émis principalement par les rejets industriels et les échappements des véhicules automobiles. Comme pour le benzène, ses effets ont été très étudiés dans le milieu professionnel. A des fortes doses, il est responsable d'effets irritatifs et neuro-comportementaux surtout et il n'est pas cancérigène.

*** Les xylènes**

♦ Dans l'environnement

Ils sont trois isomères ortho, méta et para caractérisés par la position des deux groupements -CH₃ sur le cycle benzénique. Ils sont produits à partir du pétrole par reformage catalytique et à partir de la distillation de la houille. Ils donnent alors un produit qui comporte un mélange des trois isomères et des impuretés de type benzène, toluène et phénols : le Xylol [Berrod et al., 1985 ; Fichbein, 1985].

Leurs utilisations industrielles sont nombreuses comme solvants, matière première de plastiques, composants dans l'industrie du caoutchouc, et additifs du gazole.

Les xylènes de l'environnement proviennent donc en majorité des échappements automobiles.

Il n'y a pas non plus de normes légales établies pour les taux atmosphériques des xylènes, et il existe peu de données concernant leurs taux environnementaux.

- Cependant, à Grenoble, l'équipe de Metge en 1995 trouvait des valeurs allant de **49 à 282** µg/m³ à l'extérieur des cabines de péagiers d'autoroute [Metge, 1995].

- Et en **1993 à Paris** sur la voie publique, les taux moyens mesurés dans la rue étaient de **36** µg/m³ et ceux au niveau d'un carrefour de **78.3** µg/m³ [Coursimault, 1995].

- Enfin, à titre de comparaison les taux retrouvés chez des garagistes ou des pompistes exposés aux vapeurs d'essence dans des locaux plus ou moins bien ventilés sont bien plus élevés (2 à 10 mg/m³ en moyenne) surtout en hiver (locaux moins bien ventilés, ...)[Machefer et al., 1991].

♦ *Effets sur la santé :*

L'absorption des xylènes se fait surtout par voie respiratoire, 65% de la quantité inhalée étant absorbée au bout de 10 minutes. Puis leur métabolisation se fait au niveau du foie et les métabolites sont éliminés principalement dans les urines [Société française de santé publique, 1996].

En ce qui concerne leurs effets sur la santé, les seules données vraiment précises que l'on possède concernent l'exposition professionnelle aux xylènes. Comme le toluène, ils sont responsables d'effets narcotiques à fortes concentrations et de symptômes neurologiques subjectifs (irritabilité, asthénie, anorexie, céphalées, vertiges) à des concentrations plus faibles (mais cependant supérieures à celles mesurées dans l'air ambiant).

Ils ont été aussi incriminés dans la survenue d'effets myélotoxiques : en fait ceux-ci sont dus à la présence de benzène au titre d'impuretés dans les mélanges de xylènes [Fichbein, 1985]. Ils ne sont pas mutagènes ou cancérogènes.

Les xylènes de l'air ambiant urbain proviennent essentiellement des échappements automobiles. Les taux atmosphériques mesurés sont faibles.

Leurs effets ont surtout été étudiés dans le milieu professionnel. Ils sont essentiellement neuro-comportementaux. De plus, ils n'ont pas d'effet cancérogène. Aux taux rencontrés dans l'environnement extérieur, ils seraient dénués d'effets toxiques.

IV-2-a-8 Le monoxyde de carbone (CO)

*** Dans l'environnement**

Il naît lors de la combustion incomplète des matières organiques (charbon, bois, essence, gaz, ...). Les taux des autres polluants atmosphériques lui sont proportionnels. Ainsi, il peut être considéré comme l'un des traceurs de la pollution [Lauwerys, 1990].

Dans le milieu urbain, ses sources principales sont :

- les incendies
- les foyers fixes de combustion (fumées d'usines, incinérateurs de déchets, chauffage urbain, ...)

- les gaz d'échappements d'automobiles. L'émission de CO est favorisée par l'utilisation de mélange de carburants riches et à répartition inhomogène dans la chambre de combustion et par le fonctionnement au ralenti du moteur [Degobert, 1992 ; Joly et al., 1993]. Les gaz d'échappement des automobiles contiennent **0.1 à 8 %** de CO.

En Europe, les taux atmosphériques de base sont compris entre **0.01 et 0.23 mg/m³** [Air quality guideline for Europe, 1987].

- Dans les **grandes villes**, les taux sont variables et très dépendants des conditions de circulation (maxima vers 8 heures le matin et 18 heures le soir). Les concentrations moyennes relevées sur 8 heures sont généralement inférieures à **20 mg/m³** [Air quality guideline for Europe, 1987].

- Dans l'étude mesurant l'exposition des péagiers d'autoroutes de la **région Rhône Alpes en 1992**, les taux mesurés étaient compris entre **11.4 à 52.6 mg/m³** à l'extérieur de la cabine de péagier [Metge, 1995].

- Une autre étude faite à **Paris et à Bordeaux** en 1989 a mesuré les taux de polluants atmosphériques à l'avant et sur la toiture des autobus urbains. Les concentrations moyennes de CO étaient comprises entre **11.5 et 14 mg/m³** à Paris et entre **6 et 14 mg/m³** à Bordeaux [Diebold, 1992].

- A **Grenoble**, le taux atmosphérique moyen en **1993** était de **2.5 mg/m³** [ASCOPARG, 1993].

♦ *Les effets sur la santé*

Dans l'organisme, le CO pénètre par les poumons. Il diffuse alors rapidement à travers la paroi alvéolaire et passe dans le sang. Quatre vingt pour cent du CO absorbé se fixe alors sur l'hémoglobine qui devient de la carboxyhémoglobine ou HbCO (l'affinité de l'hémoglobine pour le CO étant 210 fois plus forte que pour l'oxygène). La capacité de transport d'oxygène par le sang se trouve alors réduite.

La carboxyhémoglobine est considérée comme le biomarqueur spécifique de l'exposition au CO. De plus, la présence de CO renforce la liaison de l'hémoglobine avec l'oxygène, ce qui empêche la libération de l'oxygène au niveau des tissus et augmente l'anoxie tissulaire déjà existante [Despert-Valin, 1978 ; Lauwerys, 1990 ; Société française de santé publique, 1996].

Chez l'homme, il existe une production endogène de CO à partir de l'hémoglobine, ce qui se traduit par la présence d'un faible taux biologique normal de CO dans le sang

(0.1 à 0.2 % d'HbCO) [Société française de santé publique, 1996]. Les taux d'HbCO mesurés chez les sujets non fumeurs sont compris entre 1.2 et 1.5%. Par contre les fumeurs ont des taux plus élevés (de 3 à 4%), le CO étant l'un des produits de combustion du tabac [Air quality guideline for Europe, 1987].

Les taux de CO rencontrés dans l'environnement urbain ne sont pas très élevés. Ils ne peuvent donner de manifestations aiguës d'intoxication oxycarbonée. Par contre, dans certaines conditions une intoxication chronique peut se produire. Sa principale conséquence de l'intoxication oxycarbonée est alors l'hypoxie tissulaire. Les gros organes consommateurs d'oxygène (le myocarde, la paroi des vaisseaux, le système nerveux central, et le fœtus) seront par conséquent plus vulnérables. Les principales manifestations pathologiques rencontrées en milieu environnemental seront donc cardio-vasculaires, neuro-comportementales, et sur le développement foetal.

- Manifestations cardio-vasculaires :

Il y a une vingtaine d'années, de nombreuses études expérimentales ont été réalisées chez l'animal. Certaines incriminaient le CO comme l'un des responsables de formation d'athérosclérose. Mais des études plus récentes et de meilleure qualité n'ont pu confirmer ces résultats [Kristensen, 1994]

Chez l'homme de nombreuses études ont été faites sur des sujets jeunes non fumeurs, en bonne santé et exposés au CO. Celles-ci ont montré que pour des taux d'HbCO supérieurs à 5% (voire de 3.3 à 4.3% pour certaines études), une diminution notable des performances physiques apparaissait [Air quality guideline for Europe, 1987].

Les effets de l'exposition au CO ont aussi été étudiés chez des sujets souffrant d'angine de poitrine. Il a été démontré alors que leur symptomatologie clinique et para-clinique s'aggravait pour des taux d'HbCO compris entre 2.9 et 4.5% [Air quality guideline for Europe, 1987].

Dans le milieu professionnel, certains travaux ont montré que la mortalité de cause cardio-vasculaire est plus importante chez des sujets exposés aux gaz d'échappement des moteurs diesel [Edling, 1984]. Une étude retrospective menée à New-York entre 1952 et 1981 chez les employés des tunnels et des péages au niveau des ponts a confirmé ces résultats : le risque de développer une maladie cardiovasculaire est élevé chez les employés des tunnels (35% d'excès de risque par rapport à la population générale), alors qu'il ne l'est pas chez les employés des ponts. Le niveau d'exposition

au CO étant identique. Ce risque diminue dans les 5 ans suivant la fin de l'exposition [Stern et al, 1988].

Pour conclure, l'exposition au CO n'augmenterait pas le risque d'athérosclérose. Par contre, de faibles taux pourraient seuls ou en association avec d'autres facteurs de risque augmenter le risque de pathologies cardiovasculaires. Ceci, surtout chez les personnes prédisposées (coronariennes) [Kristensen, 1994].

- Signes neuro-comportementaux.

Certaines études ont démontré que pour des taux d'HbCO supérieurs à 5%, il apparaissait une détérioration de la coordination, de la capacité de conduire, de la vigilance et une baisse des performances intellectuelles.

De plus, le monoxyde de carbone, associé à d'autres polluants quand ils sont présents en concentrations élevées, serait à l'origine d'une recrudescence des suicides ou des morts accidentelles dans la population générale [Lubkert Alcamo, 1994 ; Société française de santé publique, 1996].

- Chez le fœtus

L'augmentation du taux d'HbCO chez la femme enceinte est à l'origine d'une hypotrophie foetale et augmente la mortalité néonatale. En effet, l'hémoglobine foetale a une plus grande affinité pour le CO que celle de la mère avec des valeurs d'HbCO foetales 15 fois plus élevés.

Le CO présent dans l'atmosphère urbaine est principalement émis par les échappements automobiles. D'ailleurs, ses taux sont étroitement liés à l'intensité du trafic.

Aux concentrations rencontrées dans l'environnement, il est surtout responsable du développement d'une hypoxie. Les effets sont variables en fonction de la prédisposition des sujets. L'OMS a émis des recommandations à propos de l'exposition au CO [Lubkert Alcamo, 1994]. Ces valeurs sont établies à partir de l'équation exponentielle de Coburn-Foster-Kane qui prend en compte les variables physiologiques qui affectent le métabolisme du CO.

Chez un sujet jeune en bonne santé effectuant un travail assez important physiquement, et dont les taux de carboxy-hémoglobine ne dépassent pas 2.5%, l'exposition au CO à ne pas dépasser est :

- au maximum, 100 mg/m³ (90.9 ppm) sur 15 minutes
- au maximum 60 mg/m³ (54.5 ppm) sur 30 minutes
- au maximum, 30 mg/m³ (27.3 ppm) sur 1 heure
- au maximum, 10 mg/m³ (9.1 ppm) sur 8 heures

IV - 2 - b Les polluants particulaires :

IV-2-b-1 Les particules

* Dans l'environnement

Elles forment un ensemble hétérogène avec des éléments de nature, de composition et de taille différentes. Cependant, on peut les regrouper en deux grands groupes qui sont :

- Les particules minérales [Degobert, 1992].

Elles sont constituées de la matière inorganique qui constitue l'écorce. Ce sont :

→ Les particules naturelles qui sont produites à partir de l'érosion des roches, des éruptions volcaniques, des feux de forêts. Leur proportion au niveau mondial serait de 89 % de l'ensemble des particules.

→ Les particules "produits" de l'industrie et de l'agriculture : cimenteries, industrie des engrais, sidérurgie, préparation de charbons, cendres volantes des chaudières et centrales électriques, labourage des sols, moissons, ...

→ Le trafic automobile par la mise en suspension d'ensembles particulaires de taille assez importante (quartz par exemple, supérieur à 7µm de diamètre). Ceux ci sont obtenus lors du frottement des roues des véhicules sur la chaussée du fait de l'usure des pneus.

Il y a aussi émission d'une petite quantité de fibres d'amiante par l'usure des garnitures de freins ou d'embrayages.

- Les particules organiques [Degobert, 1992].

Ce sont les particules qui contiennent des composés du carbone, corps contenu dans tous les êtres vivants. Elles proviennent de la combustion incomplète des combustibles et des carburants. Leur formation est favorisée par la présence de mélanges trop riches. Ces particules sont surtout émises par les moteurs diesel.

Elles sont très opaques, de faible granulométrie, d'une taille moyenne faible de l'ordre de $0.3 \mu\text{m}$. Elles sont constituées d'un squelette carboné sur lequel sont adsorbés différents produits imbrûlés ou incomplètement brûlés (métaux, HAP, cétones, esters, aldéhydes, lactones, éthers, acides organiques, SO_2 , NO_2 , sulfates...), extractibles par des solvants appropriés et ainsi dénommés SOF ou Soluble Organique Fraction [Degobert, 1992 ; Joly et al., 1993].

A l'échelle mondiale, elles sont moins nombreuses que les particules minérales : 185×10^6 tonnes/an contre 415×10^6 tonnes/an de particules minérales émises. Leur localisation préférentielle se fait surtout au-dessus des grandes villes à densité de population importante c'est-à-dire sur seulement 1 % de la surface du globe [Brain et al. 1979].

Il existe des normes à ne pas dépasser pour les concentrations de poussière en suspension de l'air ambiant.

Directive CEE 80/779/CEE du 15 juillet 1980

- les niveaux journaliers ne doivent pas dépasser $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus de 7 jours/ an
- la moitié des niveaux journaliers doit être inférieure à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- la moitié des niveaux journaliers d'hiver doit rester inférieure à $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Recommandations de l'OMS

- Taux inférieur à $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant une exposition de 15 minutes
- Taux inférieur à $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pendant une exposition de 1 heure

- Dans les **grandes villes Européennes**, les taux de particules mesurés sont de l'ordre de **50 à 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** (méthode gravimétrique).

-Aux **Etats-Unis**, de nombreuses études ont mesuré les concentrations particulières de l'air ambiant en milieu urbain. Dans les années 1990, les concentrations annuelles étaient de **20 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en moyenne [Lubkert-Alcamo B, 1994].

- Au **Danemark**, en hiver les particules ont été dosées dans une ville de taille moyenne au niveau d'une rue fréquentée et d'un parc. Les taux de particules mesurés étaient de **72 à 99** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la rue et de **58 à 61** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le parc [Nielsen, 1995].
- En **Ecosse** en novembre 1994, des prélèvements métrologiques individuels ont été réalisés chez des sujets gardiens de la paix. Les taux de particules de diamètre égal à 10 μm étaient compris entre **7.5 et 123** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Watt M, 1995].
- A **Paris**, l'étude ERPURS réalisée entre 1987 et 1992 a mis en évidence des taux de base de particules égaux à **10.9** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [ORS, 1994].
- Et enfin, à **Grenoble** (en centre ville), l'ASCOPARG en **1993** mesurait des taux moyens de particules compris entre **45** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et **105** $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [ASCOPARG, 1993].

* Effets sur la santé

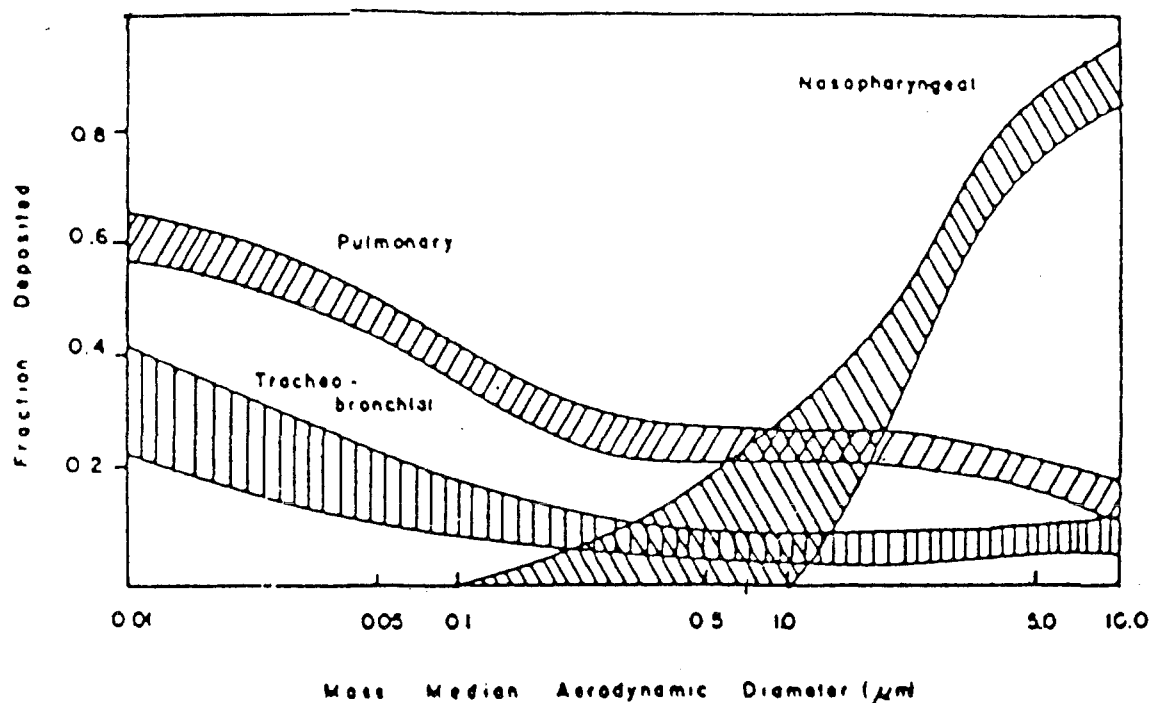
Les particules atmosphériques «urbaines» sont particulières car elles sont de petite taille et de nature acide. De ce fait, elles sont susceptibles d'entraîner des effets respiratoires et elles ont un risque cancérigène.

→ *Les effets respiratoires*

L'appareil respiratoire est une barrière à travers laquelle la fraction d'aérosol respiré est retenue ou non en fonction de diverses caractéristiques physico-chimiques. Pour les particules, différents mécanismes de déposition au niveau des voies respiratoires sont impliqués [Brain et al., 1979] :

- la gravité, mécanisme pour lequel leur densité entre en jeu
- l'inertie d'impaction où c'est leur taille qui est importante
- et le mouvement Brownien

Les mécanismes de diffusion des particules et des forces électriques jouent aussi un rôle : les voies respiratoires sont électriquement neutres mais bon conducteur, les particules chargées ont tendance à s'y fixer [Brain et al., 1979].



Déposition des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre

[Brain, 1979]

Comme nous l'avons vu plus haut, les particules atmosphériques les plus dangereuses sont celles de diamètre inférieur à 10 μm (ou PM10), émises par les échappements automobiles, car elles restent plus longtemps en suspension dans l'air et elles peuvent pénétrer profondément le système pulmonaire.

Des expériences ont été faites avec des particules d'échappement diesel : ce sont les pneumocytes de type I les plus précocément atteints par les particules, ce qui induit une réponse inflammatoire des cellules et au maximum un oedème aigu du poumon [Ichinose et al., 1995]. De plus, une des théories physiopathologiques sur la toxicité des particules atmosphériques considère que la déposition de ces dernières dans l'interstitium pulmonaire provoque une réaction inflammatoire qui entraîne une libération de médiateurs (fibrinogène, facteur VII, PAI) et des anomalies de coagulation. Ceux-ci pourraient être responsables de pathologies respiratoires et cardiovasculaires [Seaton et al., 1995].

De nombreuses études épidémiologiques ont étudié les effets de l'exposition aux particules atmosphériques sur la santé. Elles ont mis en évidence deux grands risques principaux qui sont :

- une augmentation de la mortalité et de la morbidité des personnes sensibles (pathologies cardio-respiratoires, personnes âgées ou enfants, fumeurs) lors d'épisodes aigus de pollution particulaire
- une augmentation des effets chroniques respiratoires (de type hypersensibilité bronchique) lors d'exposition longue à des taux faibles

[Schwartz, 1994 ; Brain et al., 1979 ; Roemer et al., 1993]

Par exemple, dans l'étude Hollandaise de l'équipe de Roemer, les auteurs ont constaté des anomalies des débits de pointe, des sibilants à l'examen clinique et une augmentation de la consommation de bronchodilatateurs chez des enfants souffrant de pathologie respiratoire chronique lors d'une élévation modérée des taux de particules et de SO₂ [Roemer et al., 1993].

Aux USA, une méta-analyse a montré que pour une augmentation de concentration journalière de 100 µg/m³ de particules le risque d'hospitalisation augmentait [Schwartz, 1994].

En Angleterre, il a été montré que pour de faibles variations (10 µg/m³) du taux de particules PM quand il est supérieur à 70 µg/m³, il existait une augmentation des admissions hospitalières pour affections respiratoires, affections cardio- et cérébro-vasculaires. Quand la concentration de PM 10 est inférieure à 70 µg/m³ alors les admissions hospitalières sont moins importantes [Wordley et al., 1997].

Enfin en France, l'étude ERPURS [ORS, 1994] a montré que lorsque le niveau de base des fumées noires augmentait de 100 µg/m³ on avait :

- une augmentation de la mortalité de cause cardio-vasculaire
- une augmentation des hospitalisations pour causes respiratoires et cardio-vasculaires
- une augmentation des visites médicales à domicile pour affections respiratoires
- une augmentation de l'asthme
- et une augmentation des céphalées

→ *L'effet cancérigène*

Des études expérimentales in vitro ont recherché les effets mutagènes et/ou cancérigènes des particules. En particulier, une étude a été conduite sur des souches de salmonelles afin d'étudier la mutagénicité des particules in vitro. Un effet mutagène

des souches de salmonelles a été mis en évidence, surtout pendant l'hiver où la quantité d'HAP recouvrant les particules est la plus importante. L'effet mutagène observé serait donc plutôt le fait des HAP, et pas celui des particules [Crebelli et al., 1995].

De plus, de nombreuses études épidémiologiques ont tenté de montrer qu'il existait un lien entre la survenue de cancers du poumon et l'exposition à la pollution atmosphérique et en particulier aux particules. En effet dans la majorité des études, les parts attribuables dans la genèse des cancers à la pollution atmosphérique, au tabac ou à des expositions professionnelles dangereuses (amiante, arsenic, rayonnements ionisants) n'ont pu être différenciées. En particulier, les effets du tabac et ceux des particules atmosphériques sont-ils distincts, ou au contraire s'additionnent-ils ? Les études épidémiologiques n'ont donc toujours pas pu répondre à cette question à l'heure actuelle [Pershagen, 1995].

Les particules atmosphériques majoritairement présentes dans l'environnement urbain sont celles produites par les échappements des véhicules diesel. Elles sont de petite taille (inférieures à 10 µm de diamètre) et diffusent très bien jusqu'aux alvéoles pulmonaires. De plus, elles ont la particularité d'adsorber de nombreux polluants à leur surface et de ce fait elles sont vectrices de nombreuses substances.

Leurs effets sur la santé sont d'actualité. Ils sont principalement respiratoires avec une augmentation des problèmes respiratoires chroniques de sujets fragiles, au-delà d'un certain seuil de concentration atmosphérique. Elles ont aussi un potentiel cancérigène qui serait probablement dû à la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques à leur surface.

IV-2-b-2 Les acides et dérivés

*** Dans l'environnement :**

Leurs principales sources sont [Lambert, 1994 ; Lauwerys, 1990] :

- la circulation automobile
- l'utilisation de solvants
- l'industrie des aliments, des matières plastiques, des cosmétiques, des textiles,...)
- les installations de combustion (chauffage urbain, incinérateurs de déchets, ...)
- l'agriculture et les activités domestiques

Ils sont, en partie, responsables du phénomène de pollution acide : celle-ci est due à la transformation du dioxyde de soufre et des oxydes d'azote en sulfates et nitrates. Ils constituent alors un aérosol acide qui est un composant important de l'ensemble hétérogène "particules en suspension" que nous venons de détailler. Cet aérosol comprend des acides forts (sulfurique H_2SO_4 , nitrique HNO_3 , et chlorhydrique HCl) et les sels ammonium correspondants présents sous forme particulaire.

La teneur et la nature des sulfates présents dans l'aérosol sont fonction de la vitesse d'oxydation (qui dépend de la température, de l'hygrométrie, de la présence d'oxydants ou de catalyseurs) et de la teneur atmosphérique en ammoniac NH_3 . [Société Française de Santé Publique, 1996].

Ils sont moins étudiés de nos jours au profit des polluants photochimiques. Ces deux entités (pollution acide et pollution photochimique) sont à l'origine des pluies acides [Lambert, 1994]. En effet, les polluants acides se solubilisent secondairement dans la pluie, la neige, le brouillard et la rosée, retombent et se déposent sur la végétation, les sols, les constructions. Les conséquences sont multiples : modification de l'équilibre écologique (faune et flore) des cours d'eau et des lacs, dommages forestiers, vieillissement accéléré des constructions [Degobert, 1992].

Les taux atmosphériques de SO_4 (exprimés en équivalent H_2SO_4) ne sont pas soumis à une norme et vont de **5 à 30 $\mu g/m^3$** en moyenne sur 24 heures dans les pays industrialisés [Société Française de Santé Publique, 1996].

Les niveaux d'aérosols acides (exprimés en H^+) sont difficiles à évaluer.

*** Effets sur la santé**

La pénétration des sulfates et de l'aérosol acide au niveau des voies aériennes dépend de leur diamètre. En effet, les particules de l'aérosol sont très hygroscopiques et peuvent augmenter de taille d'un facteur 2 à 4 en fonction de l'hygrométrie ambiante. En général, le diamètre est inférieur à 1 μm , les particules atteignent donc les alvéoles : H_2SO_4 est partiellement neutralisé par l'ammoniac endogène et les aérosols acides réagissent localement avec le mucus avant de diffuser dans les cellules épithéliales. Quand le diamètre des particules est plus important (10 à 15 μm) alors elles restent à la surface de l'arbre pulmonaire [Société Française de Santé Publique, 1996].

Les acides ont surtout des effets irritatifs (cutanéomuqueux et pulmonaires en cas d'inhalation de vapeurs). Chez l'homme de façon expérimentale, lors d'exposition aiguë il faut atteindre des concentrations élevées de H₂SO₄ (350 à 500 µg/m³ avec un diamètre de particule compris entre 3 et 6 µm) pour observer une diminution de la fonction respiratoire avec accroissement de la fréquence respiratoire. Là encore, l'asthmatique est plus sensible surtout lors d'un exercice physique [Morton Lippman, 1992].

D'un point de vue épidémiologique, de nombreux cas de bronchites chroniques ont été rapportées lors d'exposition atmosphérique chronique à de fortes concentrations de H₂SO₄. Et à l'inverse à Londres dans les années 1980, une diminution de la fréquence des bronchites chroniques a été observée chez les non-fumeurs par rapport aux années 1960 (plus polluées) [Société Française de Santé Publique, 1996].

IV-2-b-3 Les métaux

Plusieurs métaux sont présents dans l'atmosphère et les composés majoritaires sont le plomb, le vanadium, le manganèse, le cadmium et le nickel. Dans l'atmosphère des villes, c'est le plomb qui est majoritaire. En effet, il est présent dans les gaz d'échappement automobiles sous forme de plomb tétraéthyle, utilisé comme agent anti-détonant dans l'essence ordinaire.

Les autres métaux sont plutôt produits par les émissions industrielles spécifiques et moins présents dans l'atmosphère des centres villes.

✱ Le Plomb

♦ Dans l'environnement

Le plomb est un métal ubiquitaire, les sources de contamination de l'air sont donc multiples. Il y est émis sous forme de particules de petite taille à partir des émissions naturelles provenant des roches et des volcans, et à partir des émissions polluantes (80%) [Lauwerys, 1990].

Les sources d'émissions anthropiques sont représentées par [Vieillard et al., 1989 ; Degobert, 1992] :

- les industries productrices et utilisatrices de plomb
- les incinérateurs de déchets urbains
- les gaz d'échappements automobiles pour 70 à 90 %

- la fumée des cigarettes (dans ce cas la présence de plomb serait due au traitement des pieds de tabac lors de leur culture par des insecticides contenant du plomb) [Viala et al., 1988])

Le plomb émis dans l'air à partir des échappements automobiles l'est surtout sous forme d'halogénures et d'oxydes (80%), particules de très petite taille (d'un diamètre aérodynamique moyen égal à 1 μm) pouvant gagner facilement les alvéoles pulmonaires [Automobile et pollution, 1992 ; Air quality guideline for Europe, 1987]. La teneur en plomb de ces particules est d'autant plus forte que leur granulométrie est faible . En effet, le plomb tétraéthyle présent dans les carburants est brûlé dans les cylindres des automobiles et la proportion qui reste imbrûlée se retrouve sous forme de vapeurs dans les gaz d'échappement [Mahaffey, 1992 ; Viala et al., 1988]. C'est ainsi que dans une étude belge les émissions de plomb mesurées dans un tunnel autoroutier constituaient 22 à 29 % du plomb contenu dans l'essence [De Fre et al., 1994].

Les taux de plomb sont donc très élevés au-dessus des grandes agglomérations et des grands axes routiers. Ceci est confirmé par des études. En 1988, à Paris, les taux moyens mesurés dans le tunnel des tuileries étaient élevés ($12.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) par rapport à ceux mesurés dans la rue ($0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Person et al., 1988]. En 1992, les taux trouvés au niveau des cabines des péagiers d'autoroute en région Rhône Alpes étaient de l'ordre de 1.64 à $5.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Metge, 1995]. A l'inverse, les taux mesurés dans un parc au Danemark sont bien plus bas que ceux trouvés dans la rue. Des mesures complémentaires faites les week-end (période de trafic fluide) ont mesuré des valeurs de $0.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la rue contre $0.048 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le parc [Nielsen et al., 1995].

Secondairement, les particules de plomb émises polluent les feuillus, le sol, les légumes, les fruits, le lait des vaches, etc ...[Lauwerys, 1990]. La pollution de l'air due au plomb est donc un phénomène plus général dépassant le cadre des grandes agglomérations.

Le plomb est soumis à des normes en ce qui concerne ses taux dans l'air ambiant.

Ce sont :

- pour l'**Organisation Mondiale de la Santé** (1987) :
la moyenne sur 30 minutes ne doit pas dépasser **0.1 mg/m³**
la moyenne sur l'année doit être comprise entre **0.5 et 1 µg/m³**

- pour la **Communauté Economique Européenne** (03/12/82)
la moyenne annuelle ne doit pas dépasser **2 µg/m³**

Or depuis le 1^o octobre 1989, la législation européenne impose l'utilisation du carburant sans plomb. Les taux de plomb atmosphérique mesurés dans les centres urbains sont donc en diminution constante.

- Dans les grandes villes **Européennes**, les taux atmosphériques de plomb mesurés avant 1987 étaient de l'ordre de **0.5 à 3 µg/m³** [Air quality guideline for Europe, 1987].

- En 1987 et 1988 des mesures ont été faites à **Paris**. Les taux moyens mesurés dans la rue en hiver et en automne étaient respectivement de **0.58 et 0.47 µg/m³** [Person et al., 1988]. Une autre étude a été faite à Paris en novembre 1989 et retrouvait des taux de plomb compris entre **0.3 et 2.17 µg/m³** [Diebold , 1992].

- Ceci a été vérifié dans le centre ville d'une ville d'**Italie**, où les taux moyens annuels étaient de **0.57 µg/m³** en 1990, de **0.443 µg/m³** en 1991, et de **0.341 µg/m³** en 1992 [Perdelli et al, 1994]. Donc en diminution constante au fil des années.

- A **Grenoble** en **1993**, l'ASCOPARG mesurait des taux de plomb en centre ville avec des conditions de circulation moyennes compris entre **0.27 et 0.65 µg/m³** [ASCOPARG, 1993].

♦ *Effets sur la santé*

L'homme est contaminé par le plomb lors de l'ingestion des aliments ou des boissons et par inhalation. Lorsque le plomb est inhalé, la partie retenue dans le tractus respiratoire supérieur est remontée vers la gorge avant d'être avalée et absorbée au niveau digestif. Une autre partie reste dans les voies respiratoires puis est absorbée et passe dans le sang. C'est 40 à 85% des particules de plomb qui se déposent dans le tractus respiratoire avec 100 % du plomb déposé qui est absorbé [Joumard , 1984]. Dans l'organisme, le plomb se distribue dans le sang (fixation sur les globules rouges),

et se stocke dans les tissus mous et dans les os. Dans le sang, le plomb ne séjourne qu'une centaine de jours en moyenne (durée de vie d'un globule rouge). Ceci explique que la plombémie représente une exposition récente (des 3 derniers mois). Il y est sous forme non diffusible liée aux érythrocytes et sous forme diffusible liée aux protéines plasmatiques. Il est ensuite éliminé par les urines. Il séjourne aussi environ quarante jours dans les tissus mous avant d'être éliminé par les phanères, la sueur et les fécès. Quand au squelette, il contient 95% de la charge en plomb de l'organisme [Joumard , 1984].

La voie respiratoire peut être une source d'intoxication importante en zone urbaine : en effet, une étude faite en Italie pour évaluer l'exposition de la population urbaine au plomb a montré que les niveaux de plomb hématique étaient plus élevés chez les commerçants travaillant dans une zone à fort trafic automobile pendant leur activité de travail que pendant leur période de repos à domicile (faible exposition) [Perdelli et al., 1994] .

Les effets sur la santé du plomb sont très bien connus lors d'exposition aiguë ou chronique à des doses importantes. Par contre, les effets provoqués par de faibles expositions sont encore à l'heure actuelle mal appréhendés.

Ces effets seraient :

- des troubles du métabolisme de la vitamine D, une altération de la croissance, et des malformations congénitales mineures chez les enfants [Mahaffey et al., 1992]
- une légère anémie hypochrome [Viala et al., 1988]
- une atteinte rénale avec hyperazotémie qui peut conduire à une insuffisance rénale après 20 à 30 ans d'exposition [Viala et al., 1988]. D'après Cardénas et al. cette atteinte n'a jamais été constatée pour des plombémies inférieures à 600 µg/ml [Cardenas et al., 1993].
- une hypertension artérielle non prouvée [Fine, 1992]
- une atteinte neurologique prédominant au niveau du système nerveux central chez l'enfant et périphérique chez l'adulte [Mahaffey et al., 1992]

Les mécanismes de la neurotoxicité du plomb à ces taux faibles ne sont pas clairs : dans de nombreuses espèces animales, il a été démontré que le plomb à des taux faibles pouvait altérer la neurotransmission et retarder la formation des synapses. En effet le plomb est un activateur de la protéine-kinase C qui elle-même est un médiateur de différenciation, prolifération et fonctionnement cellulaire. Il a aussi été démontré in

vitro que le plomb est un inhibiteur potentiel des canaux à calcium mitochondriaux (étape nécessaire de la phosphorylation oxydative) et que sa toxicité pourrait être due au dysfonctionnement des systèmes calcium-dépendants. Or, on sait que le plomb s'accumule de façon préférentielle dans les zones du cerveau riches en mitochondries [Mahaffey et al., 1992].

Le plomb atmosphérique urbain provient surtout des émissions des automobiles qui fonctionnent à l'essence ordinaire. Ses taux sont élevés dans les zones à fort trafic automobile. Cependant ils ont bien diminués depuis 1989, année depuis laquelle la réglementation européenne oblige l'utilisation du carburant sans plomb.

Les effets sur la santé sont bien connus lors d'intoxication aiguë ou chronique avec des doses bien plus élevées que celles de l'environnement urbain. Par contre, ceux provoqués par des doses plus faibles sont encore mal connus. Ils toucheraient surtout les enfants en donnant des troubles de la croissance et du comportement, mais ceci reste encore à démontrer.

*** Les autres métaux :**

Dans les centres urbains, ils sont moins importants à considérer car leurs niveaux atmosphériques sont faibles et leur action toxique est plus hypothétique que réellement prouvée aux taux rencontrés.

♦ *Le vanadium :*

Il est produit par la combustion du mazout et du fuel, ses taux atmosphériques sont plus importants en hiver.

Aux taux atmosphériques mesurés, certaines études tendraient à le rendre responsable de pathologies bronchopulmonaires alors que d'autres attribueraient plutôt ces effets au dioxyde de soufre (SO₂) [Degobert, 1992].

♦Le manganèse :

C'est un métal naturel dont les principales utilisations sont :

- la fabrication d'alliages
- la soudure à l'arc
- la fabrication des piles sèches
- l'industrie chimique
- colorant et additif alimentaire
- constitution du Méthyl Cyclo Pentadienyle Manganèse qui était utilisé comme agent anti détonant dans l'essence sans plomb [Lauwerys, 1990]. Il n'est plus utilisé en France sous cette forme depuis 1978. Il l'est par contre encore aux Etats-Unis et au Canada [Degobert, 1992].

Dans l'atmosphère les taux mesurés sont faibles et n'auraient pas d'incidence sur la santé [Lauwerys, 1990]. Les effets connus sur la santé sont rencontrés lors d'exposition à des taux élevés en milieu professionnel (pathologies irritatives ORL, conjonctivites, broncho-pneumopathies et neurologiques centraux appelés "Parkinson manganique").

♦Le cadmium

Les différentes sources de cadmium atmosphérique dans les villes sont [Viala et al., 1988] :

- les boues d'incinérateurs (utilisées comme engrais)
- l'incinération des batteries au nickel-cadmium, des cassettes et même des cartes de crédit usagées
- les peintures à base de pigments au cadmium
- la combustion des fuels et charbons
- l'usure des pneus
- la vidange sans précaution des huiles automobiles
- des engrais phosphatés
- des pesticides dont certains résidus se trouvent dans la fumée de tabac

Ses effets sur la santé sont connus pour des expositions chroniques à des taux élevés (toxique cumulatif avec constitution de lésions pulmonaires, rénales, et osseuses [Bismuth et al., 1987]). Pour des expositions faibles (cadmium urinaire $<5\mu\text{g/g}$) aucun effet rénal n'a été démontré [Roels et al., 1993].

Aux taux environnementaux, comme pour les autres métaux lourds, les effets sur la santé ne sont pas encore bien connus et souvent contradictoires : des études plaidant pour son innocuité et d'autres pour l'inverse .

•Le nickel

Il est introduit dans l'air à partir [Automobile et pollution, 1992 ; Lauwerys, 1990 ; Hertel et al., 1991] :

- des rejets industriels (constituant d'alliages et d'aciers spéciaux, catalyseur de réactions chimiques, composant des ciments, composant des batteries cadmium-nickel)
- des rejets des incinérateurs de déchets urbains
- de la combustion du pétrole (additif du fuel)
- de son exploitation minière et de son raffinage

Pour des taux très élevés, rencontrés lors d'expositions professionnelles ou accidentelles, le nickel peut provoquer des cancers des fosses nasales, du larynx, des poumons, et de l'estomac [Bismuth et al., 1987]. Il est classé par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) dans le **groupe II B** des cancérogènes possibles pour l'homme.

Dans l'environnement, les taux rencontrés sont très faibles, et les pathologies les plus fréquentes sont les dermatites allergiques de contact avec les objets constitués d'alliages contenant du nickel [Hertel et al., 1991].

IV-2-b-4 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP .

*Dans l'environnement

Ils se forment à partir de la combustion incomplète ou de la pyrolyse de substances organiques contenant du carbone et de l'hydrogène. Ils sont plusieurs centaines et le plus connu est le benzo(a)pyrène. Ils ont pu être individualisés dans l'air ambiant car ils ont tous des profils différents [Degobert, 1992 ; Koutsandreas et al., 1983].

Leurs principales sources sont [Degobert, 1992 ; Lauwerys, 1990] :

- les goudrons, brai de houille, asphalte ou bitume
- les gaz des fours à coke
- les émissions des raffineries de pétrole
- les huiles de coupe d'origine minérale
- les suies

- le noir de carbone
- le chauffage au fuel, surtout en hiver
- les gaz d'échappement automobile
- la fumée des cigarettes
- la combustion du bois, des feuilles mortes, des aliments cuits au barbecue

Dans les années 1980 en Allemagne, 30 % des HAP étaient produits par les industries de raffinage de la coke, 13 % par les échappements automobiles (le pourcentage pouvant être beaucoup plus important dans certaines grandes villes), et 0.5 % par le chauffage au fuel [Degobert, 1992 ; Air quality guideline for Europe, 1987]. Actuellement, il est difficile d'avoir une idée exacte des masses produites par les sources polluantes.

Dans l'air ambiant, 70 à 80 % des HAP sont adsorbés sur des particules en suspension (composés de 5 à 7 cycles carbonés), le reste étant sous forme gazeuse (composés à 3 et 4 cycles) [Person et al., 1995 ; Koutsandreas et al., 1983]. Ils peuvent alors subir une transformation photochimique sous l'action des UV et participer ainsi à la formation du smog photochimique.

Dans les effluents automobiles, ce sont les moteurs diesels qui émettent de façon majoritaire les HAP sous forme particulaire. Les moteurs à essence émettent plutôt les HAP sous forme gazeuse [Degobert, 1992].

Une étude faite à Paris et sa région en 1983 a permis leur identification en milieu urbain. Ainsi, on distingue des émissions d'HAP différentes en fonction des sources d'émission [Koutsandreas et al., 1983]. Ce sont :

- pour les échappements diesel : les pyrène, fluoranthène, phénanthène
- pour les échappements des véhicules à essence : le coronène
- pour le chauffage domestique : le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le chrysène, et le phénanthrène
- pour les raffineries de pétrole et les centrales électriques à charbon : le pyrène et le phénanthrène
- pour une fonderie : le fluoranthène

Il existe aussi dans l'atmosphère des dérivés nitrés des HAP qui peuvent se former par réaction avec le dioxyde d'azote, l'ozone et l'acide nitrique. Ils seraient encore plus

nocifs pour la santé bien que présents à des taux plus faibles [Automobile et pollution, 1992].

Les taux atmosphériques des HAP ne sont pas encore légiférés. Par contre, de nombreuses études ont mesuré leurs taux en milieu urbain.

-En **Europe**, ils sont compris entre **1 et 20** ng/m³ [Nielsen et al., 1996]. Les taux les plus élevés étant mesurés principalement en hiver.

- Au **Danemark**, en **mai 1990**, les taux d'HAP totaux mesurés sur des vélocyclistes, des piétons ou à l'intérieur d'automobiles étaient compris entre **7.5 et 22.2** ng/m³ au niveau d'une rue étroite et fréquentée [Van Wijnen et al., 1995].

- Une autre étude **danoise** ayant eu lieu en 1992 et 1993 a trouvé des taux d'HAP totaux dans la rue de **46.6** ng/m³ et dans un parc de **11.7** ng/m³ [Nielsen et al., 1995].

- A **Grenoble**, le réseau de surveillance de la pollution atmosphérique ne mesure actuellement que les Hydrocarbures totaux. C'est-à-dire l'ensemble HAP et BTX (Benzène-Toluène-Xylènes). Il est donc difficile d'utiliser ces chiffres.

* Effets sur la santé :

Chez l'homme, les principales voies de pénétration des HAP en milieu environnemental sont la voie pulmonaire et la voie digestive. Dans l'environnement, les particules sur lesquelles sont adsorbées les HAP ont une taille inférieure à 0.5 µm de diamètre, elles pénètrent donc facilement et profondément l'arbre pulmonaire. Chez des rats exposés à des gaz d'échappement diesel il a été montré que 65-67 % des suies déposées dans les poumons étaient du benzo(a)pyrène et que leur période de rétention pulmonaire était longue. Cette longue période de rétention pulmonaire pourrait poser un problème de santé chez les hommes exposés aux polluants organiques environnementaux [Sun et al, 1984]. Les HAP sont ensuite métabolisés au niveau du foie et éliminés dans les urines et les fécès.

De plus, chez l'animal, certains HAP sont mutagènes et/ou cancérogènes. Ce sont les composés à quatre noyaux aromatiques ou plus. A l'aide de tests expérimentaux (in vitro par des tests de mutagénicité sur bactéries et sur cultures de cellules , in vivo par test d'échange des chromatides soeurs), on a mis en évidence six composés supposés être mutagènes. Ce sont [Air quality guideline for Europe, 1987] :

- le benzo(a)anthracène
- le benzo(a)pyrène

- le cyclopenta(c,d)pyrène
- le dibenzo(a,c)anthracène
- le dibenzo(a,h)anthracène
- le 1-méthylphénanthrène

Ainsi, le benzo(a)pyrène, le benzo(a)anthracène et le dibenzo(a,h)anthracène ont été classés par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) dans le **groupe IIA** des cancérogènes probables pour l'homme.

Les mécanismes physiopathologiques de leur cancérogénicité sont discutés. Les HAP cancérogènes sont activés par le système microsomial hépatique (système des Aryl-hydrocarbones-hydroxylases) pour donner leurs cancérogènes ultimes (composés phénoliques toxiques) qui se lient de façon covalente avec l'ADN ou des protéines (adduits). Au niveau de l'ADN, si les mécanismes de réparation n'agissent pas, ils peuvent induire des mutations sur le génome.[Nielsen et al., 1996 ; Swartz-Miller et al., 1992]. Ces adduits au niveau de l'ADN ou des protéines peuvent être utilisés comme des biomarqueurs d'exposition cumulée. Ainsi, une étude a été faite au Danemark par l'équipe de PS Nielsen afin de comparer les taux d'adduits de l'ADN chez des sujets soumis à des taux de pollution différents (danois vivant à la campagne, danois vivant en ville et habitants d'Athènes). Les taux d'adduits trouvés étaient plus élevés chez les grecs, puis chez les danois habitants en ville et enfin chez les danois habitants à la campagne, et ce de façon significative. Ils sont donc bien représentatifs de l'exposition subie.

De plus ces dernières années, on a mieux étudié les loci de la famille d'enzymes Glutathion-S-Transferase. Ces enzymes catalysent le portage entre le glutathion et le cancérogène ultime des HAP. Ces substances régulent donc le lien entre l'ADN et les adduits. Une délétion du gène codant pour ces enzymes (GSTM10) influencerait les taux d'adduits (augmentation) et par là même la prévalence des cancers du poumon (augmentation aussi). Mais, d'après les auteurs, pour des concentrations en HAP faibles comme c'est le cas dans l'environnement, le taux de GSTM10 n'aurait pas d'influence [Nielsen et al., 1996].

D'autre part, une étude récente faite aux Etats-Unis a montré pour la première fois qu'il existait un lien direct entre un facteur cancérogène (le benzo(a)pyrène) contenu dans les fumées de cigarettes et les mutations à l'origine du cancer broncho-pulmonaire humain. Celui-ci serait impliqué dans la mutation du gène P53 qui deviendrait alors incapable de contrôler la prolifération des cellules tumorales [Denissenko et al., 1996].

Chez l'homme, les cancers dus aux HAP sont des cancers du poumon, de la peau et de la vessie. Ils sont liés à une exposition aux brais et goudrons de houille. Ils sont reconnus comme maladies professionnelles au titre des tableaux 16 bis et 36 bis du régime général [Bismuth et al, 1987]. C'est ce qui a été confirmé aux Etats-Unis, où des enquêtes d'hygiène du travail ont été faites auprès de travailleurs exposés à des mélanges d'HAP (à des concentrations élevées). Ils ont trouvé des relations entre l'exposition par voie pulmonaire et cutanée et l'augmentation de l'incidence des cancers pulmonaires et de la peau chez les salariés exposés [Sun et al, 1984].

D'autres études sur l'animal auraient mis en évidence des effets hématologiques des HAP [Agency for toxic substance and disease registry, 1990]. A ce propos, une étude faite en Pologne sur des salariés travaillant dans une fonderie a trouvé une immunosuppression chez les sujets les plus exposés de façon chronique aux HAP (près de certains fours à coke où les taux de Benzo(a)pyrène étaient de 15 à 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ donc élevés). Cette immunosuppression se caractérisait par une diminution significative des immuno-globulines G et A dans le sérum des salariés exposés [Szczeklik et al., 1994].

Dans l'environnement urbain, les sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques sont les émissions dues à la combustion du fuel et celles des gaz d'échappement des automobiles. Les taux sont donc plus élevés pendant la saison froide. En milieu professionnel, l'exposition aux HAP à partir des brais et goudrons de houille est reconnue comme donnant des cancers.

Dans le milieu environnemental, les taux rencontrés sont bien plus faibles. Cependant, il convient de rester attentif quant aux effets néfastes dus à une exposition faible mais cumulée.

IV - 3- c Conclusion

Pour finir ce chapitre, après cette revue bibliographique concernant les polluants atmosphériques urbains, nous pouvons séparer les effets des polluants aux taux environnementaux en trois groupes principaux.

Le premier groupe est celui des polluants qui ont un potentiel irritatif broncho-pulmonaire et cutanéomuqueux. Ce sont les mono et dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre, l'ozone, les aldéhydes, les benzène-toluène-xylènes et les particules alvéolaires.

Le deuxième est celui des produits qui possèdent des effets neuro-comportementaux : ce sont le plomb et le monoxyde de carbone (qui augmenterait aussi la morbidité cardio-vasculaire).

Et le troisième, celui des polluants à potentiel cancérigène qui sont les particules alvéolaires, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le formaldéhyde et le benzène.

Donc l'exposition aux aldéhydes, au benzène, au plomb, aux particules et aux HAP représente un risque possible pour la santé. A l'heure actuelle, il est important de mieux connaître leurs effets surtout à des taux faibles, comme ceux que l'on rencontre dans l'environnement. C'est pour cela que, dans notre travail, nous nous attacherons à une évaluation de leur taux de façon individuelle et à une première approximation de certains de leurs effets (respiratoires en particuliers). Bien sûr, nous ne pourrons faire une évaluation du risque cancérigène, qui passe par des études expérimentales et épidémiologiques qui ne sont pas de notre ressort.

**EVALUATION DE L'EXPOSITION
INDIVIDUELLE DES POLICIERS MUNICIPAUX**

Pour évaluer les effets sur la santé des polluants dans le milieu environnemental, de nombreuses études sont réalisées sur des populations sensibles (enfants, vieillards, malades). Dans le milieu professionnel, les populations étudiées ne sont pas « fragiles » mais subissent une exposition de longue durée aux produits étudiés. Nous avons donc choisi d'étudier ici une population professionnellement exposée à la pollution atmosphérique, en dehors de toutes autres expositions nocives. Les policiers municipaux répondent à ces critères, et étaient en plus demandeurs d'une telle étude devant l'existence de troubles irritatifs chez certains d'entre eux.

L'évaluation de leur exposition professionnelle aurait pu se faire par l'intermédiaire d'Indices Biologiques d'Exposition (IBE), mais ces derniers ne sont pas validés pour de faibles expositions. Nous avons donc choisi de faire des prélèvements atmosphériques de polluants. Nous avons fait d'une part des prélèvements individuels de polluants, afin d'évaluer au mieux l'exposition réelle de chaque policier. En parallèle, nous avons fait des mesures en ambiance, sur une place publique située en plein centre ville de Grenoble. Les polluants mesurés sont à la fois les plus dangereux et ceux pour lesquels il existe un moyen de prélèvement individuel validé. Ainsi, nous n'avons pu évaluer les niveaux de monoxyde de carbone, de dioxyde d'azote ou encore d'ozone. Nous avons donc prélevé comme polluants particuliers les particules alvéolaires, le plomb, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et comme polluants gazeux les aldéhydes et le benzène, le toluène, les xylènes.

Nous avons fait deux campagnes de prélèvements : une campagne d'été en juin 1996 et une campagne d'hiver en janvier 1997 afin de comparer les valeurs de polluants obtenus pendant la saison chaude où se forment surtout des polluants photochimiques et ceux obtenus pendant la saison froide qui sont plutôt particuliers.

Puis, l'ensemble des résultats obtenus sera discuté et comparé aux taux légaux des polluants, aux résultats de l'ASCOPARG (réseau de surveillance Grenoblois de la pollution), et aux données de la littérature.

Nous allons détailler dans les paragraphes suivants notre étude, les résultats et les conclusions qui en découlent.

I MATERIEL ET METHODES

I- 1 Préalables à l'étude

Cette étude n'a pu se faire qu'après avoir obtenu l'accord de la Ville de Grenoble, des responsables de la police municipale et du service du contrôle du stationnement payant. Nous avons aussi reçu l'aide des médecins du travail de la ville de Grenoble, ainsi que la participation des agents municipaux.

Avant de démarrer les campagnes de prélèvement, nous avons rencontré les responsables des secteurs, et nous avons expliqué aux agents les protocoles des prélèvements.

Enfin, un rendu des résultats s'est fait par l'intermédiaire d'un rapport au niveau des instances dirigeantes, par un exposé oral devant les agents.

I- 2 La population suivie

Les sujets sont des **policiers municipaux** et des **agents municipaux du contrôle du stationnement payant** de la ville de Grenoble.

Ces sujets ont été choisis car ils répondent bien aux critères préalables de notre étude : ils sont soumis par leur profession à la pollution atmosphérique urbaine pendant tout leur temps de travail (ils travaillent à pied au moins cinq jours sur sept en centre ville, sept heures par jour) et ils ne sont pas exposés à d'autres polluants ou toxiques pendant leur temps de travail..

Tous les agents participants sont volontaires pour porter les pompes portatives autonomes permettant des prélèvements atmosphériques, pour avoir des Explorations Fonctionnelles Respiratoires et pour répondre à un questionnaire individuel journalier.

*** Les policiers municipaux**

Ils ont pour mission la prévention des actes délinquants, la sécurité des citoyens et la verbalisation des véhicules en infraction ou stationnés de façon gênante. Dans le secteur du centre ville de Grenoble (rues piétonnes et grands boulevards), ils travaillent toujours par deux et à pied de 9h00 à 12h00 et de 14h00 à 18h00.

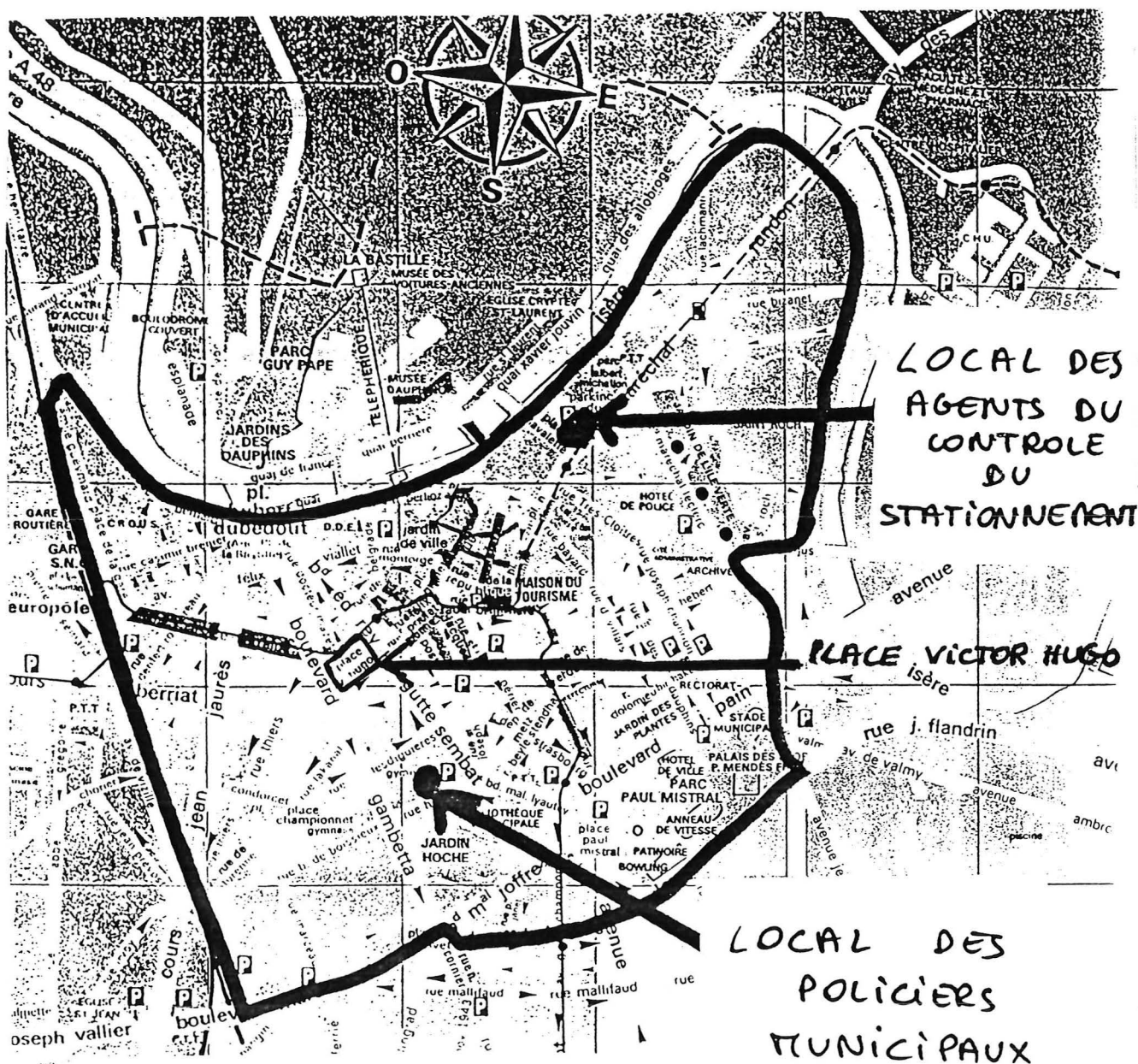
Leur local qui est le lieu de départ des rondes se situe à proximité de leur secteur de travail, boulevard Agutte Sembat.

*** Les agents du contrôle du stationnement payant**

Ils ont pour rôle le contrôle du parc de stationnement payant de la ville de Grenoble et la verbalisation des véhicules en fraude.

Ils travaillent aussi à pied dans les mêmes secteurs que les policiers mais avec des horaires un peu différents : 9h00-11h45 et 14h00-18h15.

Leur local et lieu de départ des rondes est situé au niveau du parking du musée à l'autre extrémité du secteur piétonnier par rapport au local des policiers.



Le centre ville de Grenoble

I - 3 Les prélèvements atmosphériques

Chaque polluant atmosphérique est mesuré chaque jour d'intervention au moyen d'un prélèvement individuel porté par les policiers, avec en parallèle un prélèvement à poste fixe (ou d'ambiance) place Victor Hugo.

I - 3 - a Techniques utilisées

Les techniques de prélèvements atmosphériques par pompes portatives sont fréquemment utilisées dans le milieu professionnel, mais pas dans le milieu environnemental. Dans une campagne de prélèvement précédente, nous avons validé l'ensemble de ces techniques pour le milieu extérieur.

Les prélèvements individuels et d'ambiance ainsi que leurs analyses se font selon les normes AFNOR "Air des lieux de travail" ou "Air ambiant" : des pompes portatives prélèvent de l'air et sont reliées à des supports de prélèvements dont la nature est fonction du produit à analyser.

Ces pompes prélèvent de l'air à un débit constant, compensent la perte de charge de façon automatique et ont une autonomie de 8 heures au minimum. Elles sont portatives et se fixent à la ceinture des sujets afin de mesurer l'exposition individuelle aux différents toxiques. Le nombre de prélèvements par sujet est limité du fait du poids des pompes (environ 500 g) et de la gêne provoquée par le port du matériel. Elles sont reliées au moyen d'un tuyau creux en caoutchouc au support de prélèvement. Ce dernier est placé dans la zone respiratoire du sujet, c'est-à-dire à l'intérieur d'un hémisphère de 30 cm de rayon s'étendant devant la face de la personne et qui est centrée sur le nez. Dans notre étude, pour le respect de l'uniforme, nous avons placé les supports de prélèvements au niveau de la ceinture des agents appareillés.

Le débit de la pompe est étalonné en début et en fin de prélèvement, et il dépend du support, de la norme qui s'y rapporte et de la stratégie de prélèvements définie. On utilise un débitmètre automatique à bulle de type Gillibrator (GILIAN) avec le support de prélèvement en place (pour prendre en compte la perte de charge qu'il induit) au début et à la fin de chaque prélèvement. Le prélèvement est considéré comme valable quand le pourcentage de variation du débit de la pompe entre le début et la fin du prélèvement est inférieur à 5%.

L'analyse des polluants prélevés se fait ensuite au laboratoire à partir des supports de prélèvement et avec des techniques de plus en plus sensibles et spécifiques. Les différents types de matériaux et les méthodes utilisées pour les prélèvements et les dosages des polluants sont résumés dans le tableau n°1 qui se trouve à la page suivante.

»

Tableau n°1 - Techniques de prélèvement et d'analyse définies par les normes AFNOR X43

Polluant dosé	Norme AFNOR	Technique de prélèvement et d'analyse	Sensibilité de l'analyse
<i>Particules Alvéolaires (Palv) ($\varnothing < 5\mu\text{m}$)</i>	X43-259	- Filtre en fibres de quartz 37 mm de \varnothing placé dans un support en polystyrène muni d'un séparateur de particules(cyclône) qui sélectionne les Palv de \varnothing aérodynamique inférieur à 5 μm . - Débit d'aspiration de la pompe : 1.7 L/min - Analyse gravimétrique (pesée des filtres avant et après le prélèvement)	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Plomb (Pb)</i>	X43-256	- Filtre en fibres de quartz 37 mm de \varnothing placé dans un support fermé en polystyrène avec - - Débit d'aspiration de la pompe 1 L/min -Analyse par spectrométrie d'absorption atomique après dissolution acide du filtre	0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)</i>	X43-025	- Filtre en téflon 25 mm de \varnothing dans un support en polypropylène fermé <u>ou</u> filtres de quartz 37 mm \varnothing dans support fermé en polystyrène - Débit d'aspiration de la pompe : 2L/min - Analyse par HPLC avec détection par émission de fluorescence après désorption du filtre dans un mélange de solvants	0.5 ng/m^3
<i>Benzène-toluène- xylènes (BTX)</i>	X43-251	- Tube en charbon actif - Débit d'aspiration de la pompe 100 ml/min -Analyse par CPG-FID après désorption du tube dans du CS_2	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Formaldéhyde Acétaldéhyde Acroléine</i>	X43-264	-Cartouche de silicagel imprégné de DNPH - Débit d'aspiration de la pompe à 1L/min - Analyse par HPLC avec détection UV après désorption de la cartouche dans de l'acéto-nitrile.	0.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 0.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 0.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Avec :

- HPLC : Chromatographie liquide haute performance avec détection ultra-violette
- CPG-FID : Chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme

Les sensibilités analytiques de nos méthodes par rapport aux concentrations trouvées dans l'environnement sont tout à fait satisfaisantes, sauf pour les particules alvéolaires. De ce fait leur durée de prélèvement sera multipliée par un facteur 4 (24 heures au lieu de 8).

I - 3 - b Protocoles des prélèvements

Les protocoles des prélèvements ne sont pas les mêmes au mois de juin et au mois de janvier.

Au mois de juin, pour la campagne d'été, nous avons étudié la variabilité spatiale des résultats. C'est-à-dire, nous avons dosé le même jour les mêmes polluants de façon individuelle sur 5 binômes d'agents, et en ambiance au centre ville de Grenoble.

Au mois de janvier, pour la campagne d'hiver, nous avons fait 2 périodes de prélèvements. Tout d'abord, nous avons étudié la variabilité temporelle des résultats. Ceci en dosant tous les jours les mêmes polluants. Puis, nous avons fait des prélèvements à hauteurs et distances variables par rapport à la chaussée pour rechercher des différences de concentration des polluants. Ceci nous permettant de valider la position (à la ceinture) des capteurs individuels.

I - 3 - b - 1 Les prélèvements individuels

*** Juin 1996 : étude de la variabilité spatiale**

La campagne de prélèvements atmosphériques s'est déroulée sur deux semaines consécutives, du mardi au vendredi de chaque semaine.

Vingt agents ont porté les pompes, répartis en 10 binômes. La première semaine ce sont quatre policiers et six agents du contrôle du stationnement, soit cinq binômes. La deuxième semaine, six policiers municipaux et quatre agents du contrôle du stationnement, donc cinq binômes également.

Un toxique différent est prélevé chaque jour pendant une durée de 7 heures, et ce de façon identique pour chacune des semaines. Seules les particules alvéolaires ont dus, du fait d'un

manque de sensibilité de la technique gravimétrique, être prélevées pendant quatre jours sur le même filtre (4 fois 7 heures).

Chaque binôme est appareillé avec les pompes portatives : 1 des agents porte le support de prélèvement pour les particules alvéolaires tous les jours de la semaine, et l'autre change tous les jours (HAP, plomb, aldéhydes, BTX).

En parallèle, les agents ont rempli un questionnaire : le questionnaire individuel journalier qui a pour rôle l'évaluation du parcours effectué par l'agent appareillé, et des conditions de trafic rencontrées. Ceci afin d'évaluer la variabilité spatiale des dosages en confrontant les résultats obtenus avec les parcours effectués.

Les prélèvements effectués pour un binôme sont résumés dans le tableau ci dessous

Tableau n°2 - Prélèvements individuels pour un binôme, juin 1996

	Agent 1	Agent 2
<i>04 et 11 juin</i>	Particules alvéolaires	HAP
<i>05 et 12 juin</i>	Particules alvéolaires	Plomb
<i>06 et 13 juin</i>	Particules alvéolaires	BTX
<i>07 et 14 juin</i>	Particules alvéolaires	Aldéhydes

Cinq prélèvements de chacun des polluants ont été effectués par semaine.

*** La campagne de prélèvements de janvier 1997 : étude de la variabilité temporelle**

Elle s'est déroulée seulement sur une semaine : les prélèvements individuels ont eu lieu du mardi au vendredi.

L'ensemble des polluants est prélevé chaque jour, et ce tous les jours de la semaine. Sauf, , les particules alvéolaires qui , comme au mois de juin, sont prélevées tous les jours sur un même filtre.

Les policiers municipaux qui ont porté les pompes étaient moins nombreux (six) mais répartis aussi en binômes.

Tableau n°3 : Prélèvements individuels pour chaque binôme : janvier 1997

	Binôme 1	Binôme 2	Binôme 3
<i>14 janvier</i>	P alv / HAP	P alv / plomb	Aldéhydes / BTX
<i>15 janvier</i>	P alv / Plomb	P alv / HAP	BTX / Aldéhydes
<i>16 janvier</i>	Palv / aldéhydes	Palv / Plomb	HAP / BTX
<i>17 janvier</i>	Palv / BTX	P alv / HAP	Aldéhydes / plomb

Sur la semaine, on a 4 prélèvements pour les HAP, 4 pour le plomb, 4 pour les BTX, 4 pour les aldéhydes, et 2 pour les particules alvéolaires.

I - 3 - b - 2 Les prélèvements d'ambiance

*** Du mois de juin 1996**

Les mêmes polluants ont été mesurés en parallèle place Victor Hugo à poste fixe avec les mêmes méthodes que celles utilisées pour les prélèvements individuels. La durée des prélèvements est également de sept heures (9h30-17h00). Les capteurs sont situés à environ 1m20 du sol, soit à même hauteur du sol que les capteurs placés aux ceinturons des agents municipaux.

Tableau n°4 - Prélèvements d'ambiance de juin 1996

	Prélèvement 1	Prélèvement 2
<i>04 et 11 juin</i>	Particules alvéolaires	HAP
<i>05 et 12 juin</i>	Particules alvéolaires	Plomb
<i>06 et 13 juin</i>	Particules alvéolaires	COV
<i>07 et 14 juin</i>	Particules alvéolaires	Aldéhydes

Pour chaque polluant, 1 prélèvement par semaine est réalisé. Soit 2 prélèvements pour toute la durée de la campagne.

*** Les prélèvements d'ambiance de janvier 1997**

1) Etude de la variabilité des concentrations atmosphériques en fonction de la hauteur du capteur et de l'éloignement de la source (éloignement par rapport à la chaussée).

Le lundi 13 janvier, les mesures faites n'intéressent que 3 polluants : les HAP et le plomb comme polluants particulaires, et les aldéhydes comme polluants gazeux.

Les capteurs de prélèvement sont placés à différents endroits par rapport au sol et par rapport à la chaussée afin de comparer les résultats. Ainsi, nous mettons des capteurs à 1m60 du sol, ce qui correspond à la position des prélèvements atmosphériques près du visage, comme cela est défini dans la norme AFNOR. Nous en plaçons à 1m20 du sol, dans la même position que celle des capteurs sur les policiers, ceci afin de valider notre méthode de prélèvement individuels. Et enfin, des capteurs sont situés à 60 cm du sol pour représenter la position d'un capteur sur un bébé dans une poussette.

A chaque fois, la position des capteurs varie par rapport à la source émettrice : à 1 cm de la chaussée ce qui correspond à un piéton marchant le long d'un trottoir, et à 5 m de la chaussée ce qui correspond à un piéton se promenant sur la place.

Pour les polluants dont les techniques de dosage sont les plus sensibles (plomb et aldéhydes), nous avons pu réaliser des prélèvements courts de 2-3 heures. Ceci pendant trois tranches horaires qui correspondent à des situations particulières de trafic automobile. Ainsi, nous avons 3 prélèvements faits entre 8h00 (pic de trafic) et 11h00 (période calme), puis entre 11h30 (réaugmentation du trafic) et 14h30 (période creuse) et enfin entre 14h30 et 17h00 (pic de trafic).

Par contre, pour les HAP, la technique de dosage est en limite de sensibilité, et nous n'avons fait qu'un prélèvement de 8 heures pour chaque position du capteur.

Tableau n°5 : Prélèvements d'ambiance du 13 janvier 1997

	HAP	Plomb	Aldéhydes
<i>1m de la chaussée 50 cm du sol</i>	1 prélèvement	3 prélèvements	3 prélèvements
<i>1m de la chaussée 1m60 du sol</i>	1 prélèvement	3 prélèvements	3 prélèvements
<i>5m de la chaussée 1m20 du sol</i>	1 prélèvement	3 prélèvements	3 prélèvements

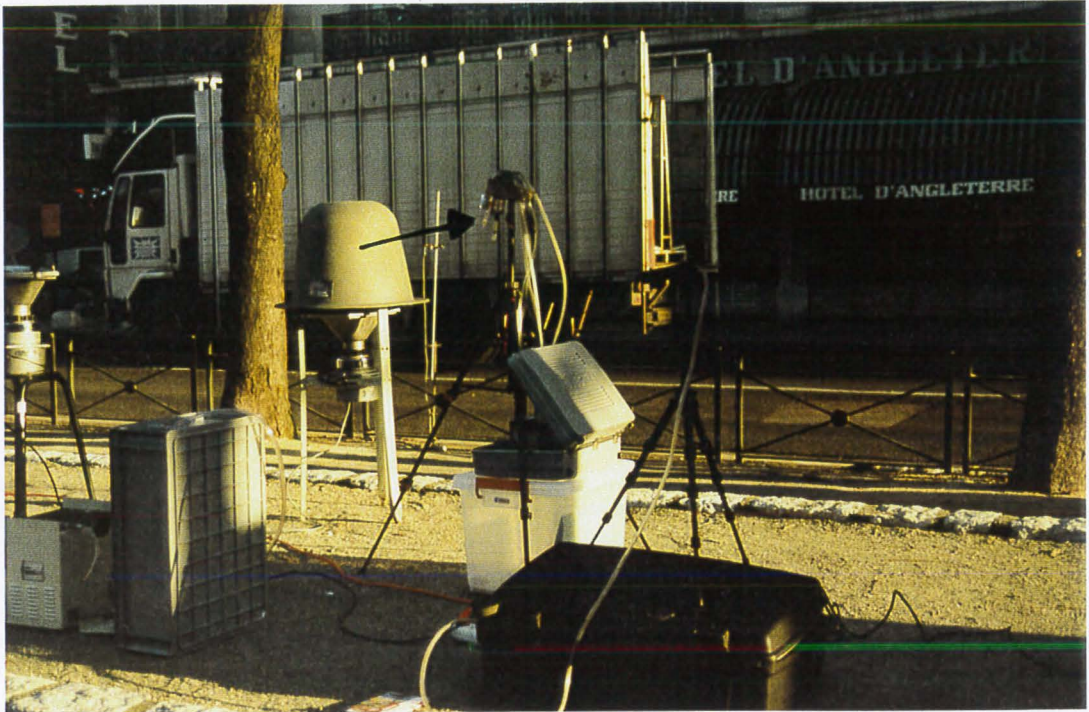
2) Etude de la variabilité spatiale

Les jours suivants, les mêmes types de prélèvements que les prélèvements individuels ont été réalisés en parallèle.

Nous obtenons donc pour les prélèvements d'ambiance : 4 HAP, 4 plomb, 4 BTX, 4 aldéhydes, et 2 particules alvéolaires.



Un policier portant une pompe de prélèvement individuel



Ensemble des prélèvements atmosphériques d'ambiance réalisés place Victor Hugo

I - 3 - c Méthode de calcul des résultats

I - 3 - c - 1 Pour la campagne de juin

D'une part, les résultats sont donnés sous forme de tableaux dans lesquels pour chaque polluant dosé nous indiquons les concentrations moyennes. Pour chaque résultat donné, nous indiquons le nombre de prélèvements effectués et la valeur de l'écart-type qui correspond, calculé avec le logiciel de statistiques SPSS.

D'autre part, nous donnons pour chaque polluant une représentation graphique des valeurs des prélèvements individuels sous forme de « Box-Plot ». Ces derniers sont obtenus avec le logiciel de statistiques SPSS. Ils indiquent à chaque fois les valeurs minimales et maximales, leur médiane et les valeurs extrêmes.

Les prélèvements individuels sont ensuite comparés aux prélèvements d'ambiance en calculant la borne inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne des prélèvements individuels au risque 5% (c'est à dire $\text{moy} - 1.64 \cdot \text{écart-type}$). Puis on situe la moyenne des prélèvements d'ambiance par rapport à la valeur obtenue. Si elle est inférieure à la borne, alors la différence entre les prélèvements individuels et d'ambiance est significative avec $p < 0.05$. Si elle est supérieure à la borne, il n'y a pas de différence significative entre les deux types de prélèvements. Ceci est possible si les conditions météorologiques et de trafic automobile sont identiques les deux semaines de prélèvement.

I - 3 - c - 2 Pour la campagne de janvier

Nous rendons aussi sous forme de tableaux et de Box-plot l'ensemble des résultats.

Par contre, la comparaison des prélèvements individuels avec les prélèvements d'ambiance s'est faite de façon différente. Nous avons utilisé un test non paramétrique de Wilcoxon, par l'intermédiaire du logiciel SPSS, qui permet de calculer directement s'il existe une différence significative entre les deux types de prélèvements.

I - 3 - c - 3 Pour les deux campagnes

Nous terminons par une analyse statistique de l'ensemble des résultats obtenus par les prélèvements individuels et les prélèvements d'ambiance, afin de comparer les résultats obtenus pendant la période estivale par rapport à ceux de la période hivernale. Celle-ci s'est faite grâce au logiciel d'analyse statistique SPSS. Compte tenu du nombre peu élevé de valeurs, nous avons utilisé le test non paramétrique de Wilcoxon.

I- 4 Les explorations respiratoires

Les policiers municipaux et tous les agents du contrôle du stationnement payant qui sont équipés de prélèvements individuels ont eu des Explorations Fonctionnelles Respiratoires (EFR) et des débimétries longitudinales. Ce sont au total 22 agents qui⁵ ont eu des spirométries, et 18 des débimétries longitudinales.

I - 4 - a Les EFR

Elles sont réalisées à partir d'un spiromètre portatif de type HI 501 de la marque ESSILOR.

Les paramètres respiratoires mesurés sont :

- la capacité vitale lente : CVL
- la capacité vitale forcée : CVF
- le volume expiratoire maximal seconde : VEMS
- le débit expiratoire maximale entre 25 et 75% de la CVF : DEM 25-75
- le débit expiratoire de pointe : DEP
- les ratios VEMS/CVF et DEM 25-75/CVF

Les enregistrements ont eu lieu le mardi matin à 9h00 (début de poste, début de semaine) et le vendredi soir à 17h30 (fin de poste, fin de semaine) et sont réalisés par un même opérateur au niveau de chaque site (local des policiers et local des agents du contrôle du stationnement payant).

Pour les deux campagnes, l'ensemble des EFR est analysé par le même médecin pneumologue. Chaque paramètre est interprété en fonction des normes décrites selon l'âge, la taille et le sexe. Les normes utilisées dans ce domaine depuis 1983 sont celles de la CECA ou Communauté Européenne du Charbon et de l'Acier [Perdrix A, 1994].

Ainsi, on a cherché à mettre en évidence une variation individuelle des performances entre le début de la semaine (début de poste) et la fin de la semaine de travail (fin de poste). Les paramètres de comparaison choisis sont le VEMS, la CVF, DEP qui lorsqu'ils sont perturbés signent une atteinte des gros troncs, donc tardive. Et le D25-75, le D50 dont l'altération signe une atteinte des petites voies aériennes, donc précoce. Pour être significative la variation des valeurs de début de poste et de fin de poste doit être supérieure à la variation intra individuelle du sujet. Par conséquent, le calcul de son coefficient de variation se fait par la formule :

$$(\text{paramètre fin} - \text{paramètre début} / \text{paramètre fin}) * 100 = \dots \%$$

Certains auteurs estiment que pour être significative, la variation du VEMS et de la CVF doivent être de - 15 % au moins, et celles du D25-75 du D50 et du DEP de -20% [Perdrix A, 1994].

Puis nous avons regroupé, pour chaque paramètre, l'ensemble des coefficients de variation en plusieurs groupes : les variations négatives significatives ou non, et les variations positives. Ceci afin d'observer si une tendance évolutive se dégageait de façon collective sur l'ensemble de la semaine.

Dans un deuxième temps, nous avons comparé, pour chaque paramètre, par le test statistique non paramétrique de Wilcoxon, l'ensemble des valeurs de début de poste avec l'ensemble de celles de fin de poste. Ceci afin de mettre en évidence une différence significative des performances obtenues à un niveau collectif.

I - 4 - b Les débitmètres longitudinales

Elles sont réalisées au moyen d'un appareil de mesure du Débit Expiratoire de Pointe (DEP) ou "Peak-Flow" portatif et individuel de marque EOLIS. Cet appareil est mécanique et mesure le débit expiratoire maximal par seconde (millitres/sec).

Les mesures sont effectuées par l'agent à 6 moments de la journée (lever, 8h45, 12h00, 14h00, 17h45, et au coucher) pendant 10 jours consécutifs dont une semaine de travail et quatre jours de repos (au mieux). A chaque mesure, l'agent souffle trois fois et note la meilleure des performances sur un tableau récapitulatif, en n'oubliant pas de préciser son activité (travail ou repos), s'il a ressenti une gêne respiratoire, s'il prend des médicaments.

L'analyse des débitmètres s'est faite grâce à un tableur du logiciel «access» permettant une modélisation graphique et des calculs d'indices plus ou moins complexes. Pour chaque sujet, un premier tracé représente l'ensemble des valeurs recueillies point par point, rapportées par tranches des 24 heures. Le temps T0 correspond à la prise de poste et le temps T+24 heures, l'heure à laquelle la personne aurait dû ou doit reprendre son poste suivant [Perdrix, 1994].

De plus, nous avons comparé les débits moyens des périodes de travail avec ceux des périodes de repos, en utilisant la formule suivante :

$$\% \text{ variation du DEP} = (\text{moy DEP travail} / \text{moy DEP repos}) * 100$$

Ceci afin de mettre en évidence les différences pouvant exister entre les performances obtenues les périodes de travail par rapport à celles des périodes de repos, et de dégager une tendance évolutive collective des performances.

I - 5 Lieu et calendrier des prélèvements atmosphériques

Les deux campagnes de prélèvements ont eu lieu au centre ville de Grenoble.

Les agents municipaux qui ont des prélèvements individuels travaillent tous dans ce secteur. Les prélèvements d'ambiance ou à poste fixe sont effectués au niveau d'une place publique, **la place Victor Hugo**. Les avantages de ce site sont sa situation centrale par rapport au centre ville, un trafic automobile assez conséquent, et une fréquentation piétonne importante (nombreux bureaux, magasins, cafés avec terrasse, square public).

Un plan se trouve en annexe.

Les dates des prélèvements ont été fixées pour obtenir les conditions météorologiques les plus représentatives des saisons étudiées. Ainsi, en été, les prélèvements ont eu lieu au mois de juin tous les jours pendant deux semaines consécutives : du 04 au 07 et du 11 au 14 juin 1996. En hiver, ils ont été regroupés sur une seule semaine du mois de janvier : du 13 au 17 janvier 1997.

Les horaires des prélèvements étaient calqués sur les horaires de travail des policiers, soit de 9h00 à 12h00 et de 14h00 à 18h00.

I - 6 Les données météorologiques

Elles sont importantes à connaître car elles influencent la dispersion et la transformation des polluants, et donc leurs concentrations atmosphériques.

Pour les deux campagnes de prélèvement, elles nous ont été fournies par l'ASCOPARG qui possède plusieurs stations météorologiques réparties sur l'ensemble de l'agglomération. Nous avons tenu compte des données issues du site de Pont de Claix qui est situé à proximité directe de Grenoble et à la même altitude.

Nous reportons ici les données de pression atmosphérique, de température, de vitesse du vent, et de pluviométrie.

I - 7 Les conditions de trafic

Les données nous ont été communiquées par l'ASCOPARG qui mesure le nombre de véhicules quotidiens circulant boulevard du Maréchal Foch. Elles sont intéressantes à connaître car elles permettent d'expliquer de façon précise et concrète les niveaux de pollution atmosphérique.

La mesure du trafic routier se fait sur une période de 24 heures toutes les 15 minutes. Le décompte est réalisé pour chaque voie de circulation du boulevard Foch (paire et impaire centrale, rapide ou lente).

Pour notre rendu de résultats, nous avons sommé pour chaque mesure le nombre moyen de véhicules comptés par voie. Puis nous avons calculé le nombre de véhicules par heure en faisant la somme des valeurs obtenues à chaque quart d'heure, afin d'obtenir ensuite une moyenne journalière. Et enfin nous avons calculé une moyenne hebdomadaire en faisant la "moyenne des moyennes" journalières.

II RESULTATS

Pour des raisons pratiques, les agents du contrôle du stationnement n'ont pas participé à l'étude au mois de janvier 1997.

Nous rendons tout d'abord les résultats des campagnes des prélèvements métrologiques atmosphériques avec de façon chronologique les résultats de la campagne d'été puis ceux de la campagne d'hiver. Dans ce premier chapitre, nous donnons également les conditions météorologiques et de trafic et les questionnaires individuels journaliers qui sont étroitement liés aux résultats des prélèvements.

En ce qui concerne les prélèvements atmosphériques, conformément aux normes, les résultats exploités sont ceux pour lesquels le débit de la pompe entre le début et la fin du prélèvement est resté constant à 5% près.

Puis nous rendons les résultats des explorations respiratoires pour l'ensemble des deux campagnes de prélèvement.

II - 1 Résultats des campagnes de métrologie atmosphérique

II - 1 - a La campagne d'été : juin 1996

II - 1 - a - 1 Conditions météorologiques

Pendant les 15 jours de prélèvement, les conditions météorologiques ont été particulièrement stables avec persistance d'un temps anticyclonique. Les températures de la journée étaient comprises entre 18 et 30° C, la vitesse du vent toujours inférieure ou égale à 2.5 m/sec, et il n'y a pas eu de précipitation.

Les données de pression atmosphérique mesurées par l'ASCOPARG sont celles rapportées pour une altitude de niveau zéro alors que Grenoble se trouve à 200 mètres d'altitude. Les chiffres obtenus semblent donc faibles par rapport aux conditions qui étaient anticycloniques.

Le détail des données météorologiques se trouve en ANNEXE n°5.

II -1 - a - 2 Conditions de trafic automobile

Elles sont résumées dans le tableau qui suit. Elles sont identiques pendant les deux semaines, et on remarque que le trafic est plus important le vendredi dans les deux cas.

Tableau n°6 : Conditions de trafic automobile boulevard du Maréchal Foch pendant la campagne d'été
(données ASCOPARG)

Dates des prélèvements	Nombre de véhicules par heure	
	<i>moyenne journalière</i>	<i>moyenne hebdomadaire (4 jours)</i>
1° semaine		
(mardi) 04/06/96	4916	
05/06/96	5017	5022
06/06/96	4782	
(vendredi)07/06/96	5376	
2° semaine		
(mardi) 11/06/96	5031	
12/06/96	5022	5029
13/06/96	5035	
(vendredi)14/06/96	5267	

II -1 -a - 3 Résultats des prélèvements atmosphériques

Ce sont les résultats individuels et d'ambiance que nous avons obtenus.

Pour rappel, chaque polluant est prélevé chaque jour de chaque semaine en parallèle en individuel sur 5 policiers et en ambiance place Victor Hugo. Seules les particules alvéolaires sont prélevées sur toute la durée de la semaine et nous n'avons qu'un prélèvement individuel par binôme (5 au total) et qu'un prélèvement d'ambiance.

De plus, les conditions météorologiques et de trafic sont identiques les deux semaines de prélèvement. Ainsi nous avons pu comparer l'ensemble des prélèvements individuels faits les deux semaines avec la moyenne des prélèvements d'ambiance des deux semaines.

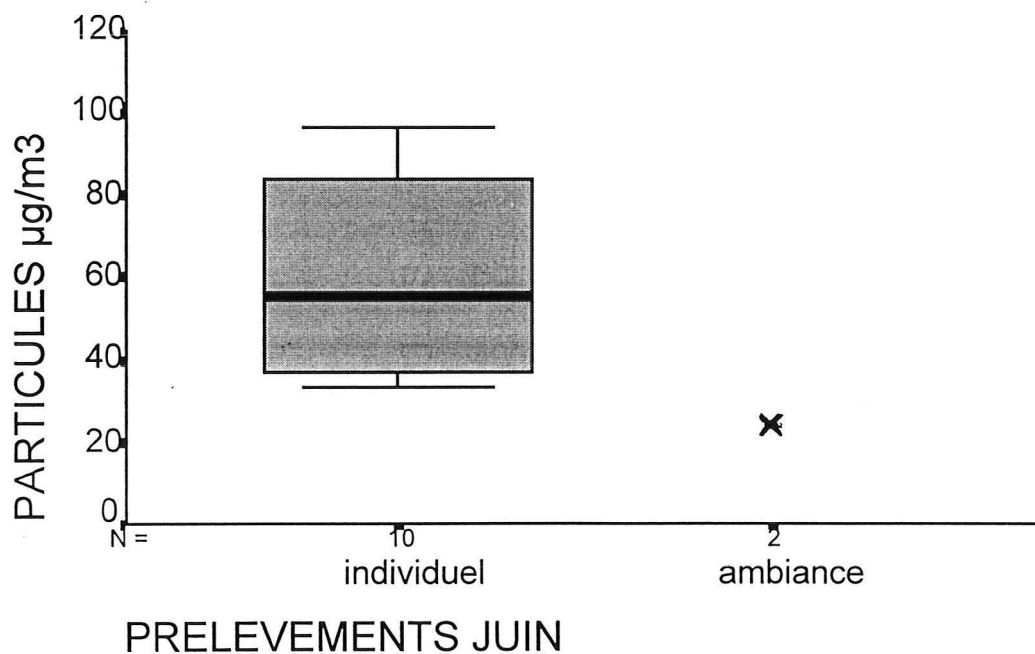
* Les particules alvéolaires (P alv)

Tableau n°7 : Taux atmosphériques moyens en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des particules alvéolaires de juin

	Prélèvements individuels (n=5)	Prélèvements d'ambiance (n=1)
<i>Semaine 1 : du 04 au 07</i>		
taux moyens/semaine	43.4	30
[Min-Max]	[33.5-62.3]	
<i>Semaine 2 : du 11 au 14</i>		
taux moyens/semaine	77.4	20
[Min-Max]	[40.7-97]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i> écart-type	60.46 +/-24.8	24.7

Les résultats des prélèvements individuels sont deux fois plus élevés la deuxième semaine. Ceux des prélèvements d'ambiance sont stables sur les deux semaines.

Représentation graphique des prélèvements de particules au mois de juin 1996



D'après ce graphique, les résultats des prélèvements individuels semblent supérieurs à ceux des prélèvements d'ambiance les deux semaines de prélèvement. Mais, la moyenne des prélèvements d'ambiance est supérieure à la borne inférieure de l'intervalle de confiance de

la moyenne des prélèvements individuels (égale à 19.7). Donc la différence observée n'est pas significative.

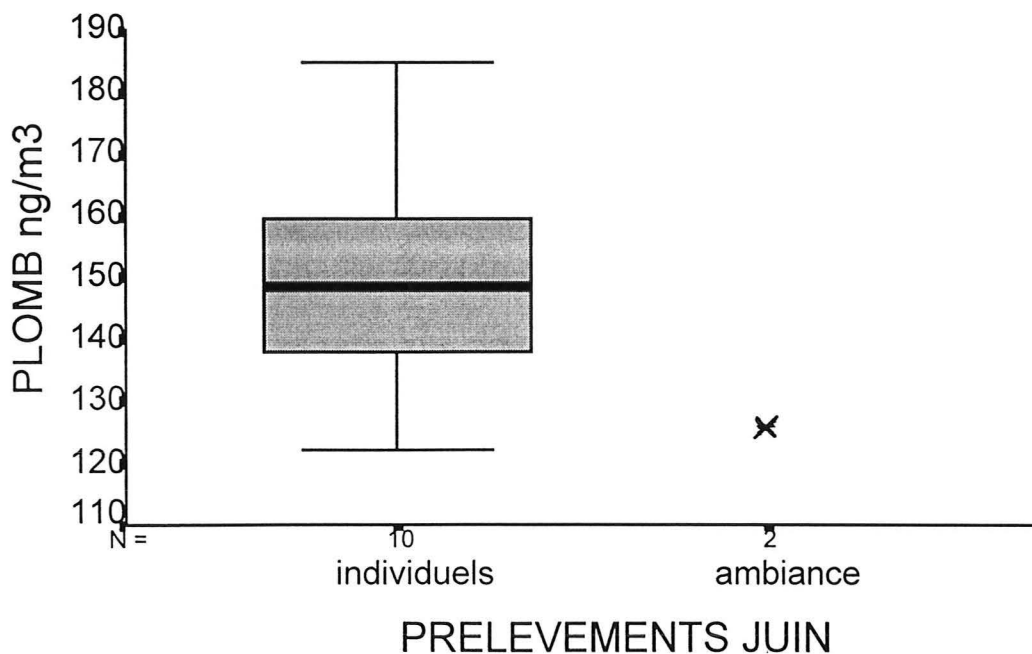
✱ Le plomb

Tableau n°8 : Taux atmosphériques moyens en ng/m³ du plomb en juin

	Prélèvements individuels (n=5)	Prélèvements d'ambiance (n=1)
<i>Semaine 1 : le 05 juin</i>		
taux moyens/semaine	151.4	128
[Min-Max]	[141-160]	
<i>Semaine 2 : le 12 juin</i>		
taux moyens/semaine	145.8	124
[Min-Max]	[123-185]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	148.6	126
écart-type	+/-18.8	

Il n'y a pas de différence notable entre les valeurs mesurées la première semaine et celles mesurées la deuxième.

Représentation graphique des prélèvements de plomb au mois de juin 1996



De plus, sur le graphique les niveaux individuels sont supérieurs à ceux d'ambiance. Mais cette différence observée n'est pas significative car la moyenne des prélèvements d'ambiance est supérieure à la borne inférieure (égale à 117.8) de l'intervalle de confiance de la moyenne des prélèvements individuels.

* Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Nous ne rendons ici sous forme de tableaux et de Box-plot que les taux des HAP totaux , ceux du fluoranthène et du pyrène qui sont les plus abondants, et ceux du benzo(a)pyrène pour lequel il existe des valeurs limites à ne pas dépasser (HAP répertorié par le Centre International de Recherche contre le Cancer).

Par contre, l'ensemble des HAP que nous avons quantifié est rendu en pourcentage sous forme d'histogrammes cumulés.

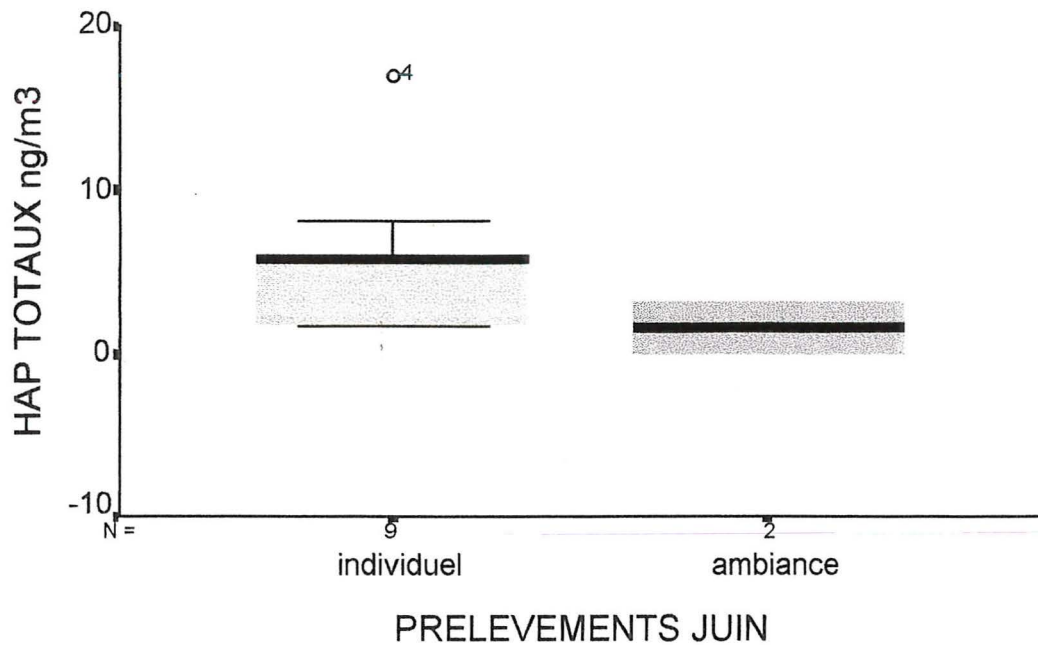
Tableau n°9 Taux atmosphériques moyens des HAP en ng/m³ de juin

(filtres en fibres de quartz)

	Prélèvements individuels (n=5 par semaine)	Prélèvements d'ambiance (n=1 par semaine)
<i>HAP totaux</i>		
taux moyens/semaine 1	7.8	0.02
[Min-Max]	[2-17]	
taux moyens/semaine 2	2.9	3.2
[Min-Max]	[1.75-6]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i> écart-type	5.59 +/-4.91	1.61
<i>Pyrène</i>		
taux moyens/semaine 1	0.5	0.31
[Min-Max]	[0.3-0.8]	
taux moyens/semaine 2	0.5	0.05
[Min-Max]	[0.3-0.7]	
<i>Fluoranthène</i>		
taux moyens/semaine 1	0.3	0.34
[Min-Max]	[0.2-0.4]	
taux moyens/semaine 2	0.3	< seuil détection
[Min-Max]	[0.2-0.5]	
<i>Benzo(a)pyrène</i>		
taux moyens/semaine 1	0.1	0.06
[Min-Max]	[0.05-0.2]	
taux moyens/semaine 2	0.1	<seuil détection
[Min-Max]	[0.05-0.1]	

Les valeurs mesurées la première semaine et la deuxième semaine sont identiques pour les prélèvements individuels. Par contre, les niveaux d'ambiance de la deuxième semaine sont nettement plus bas que tous les autres.

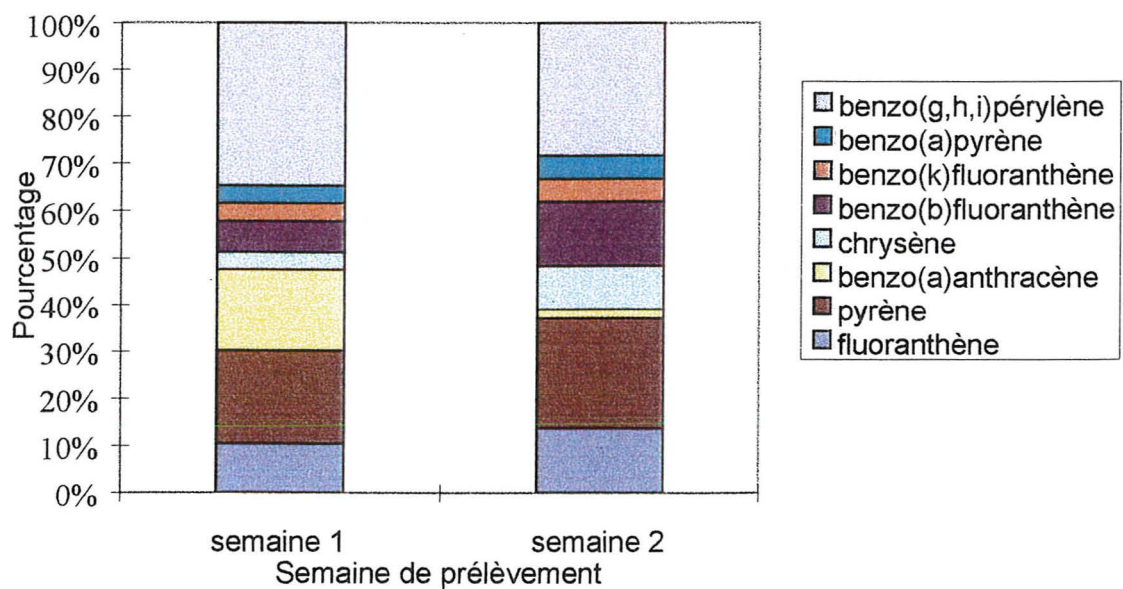
Représentation graphique des HAP totaux en juin 1996



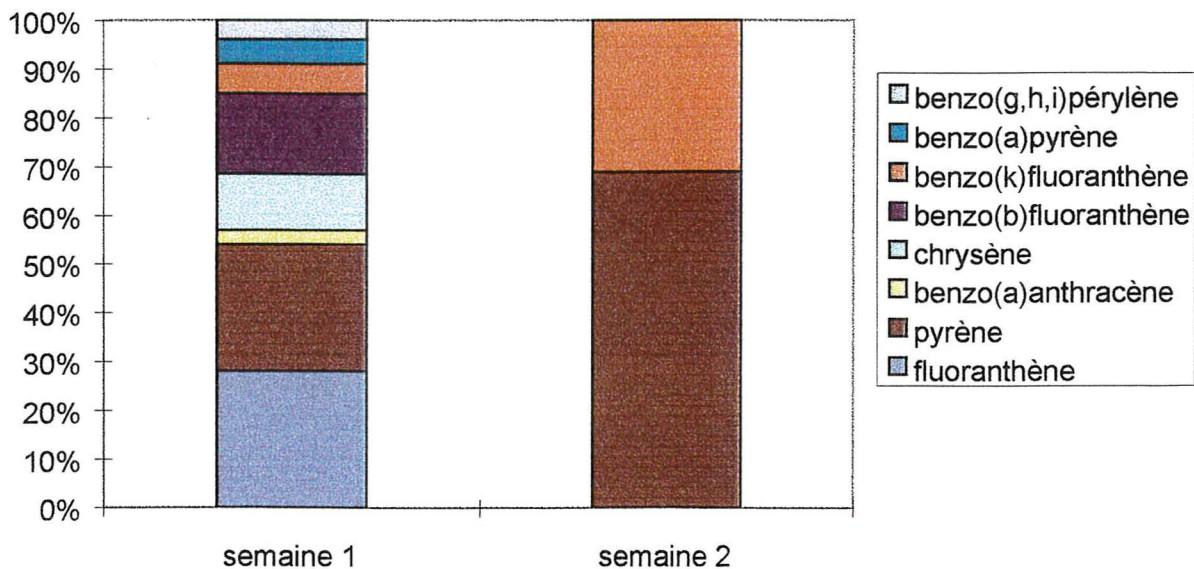
Sur ce graphe, on ne remarque pas de différence notable entre les concentrations atmosphériques individuelles par rapport à celles d'ambiance pour les HAP totaux. Ceci est confirmé par le calcul de la borne inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne des prélèvements individuels (-2.46) qui est bien inférieure à la moyenne des prélèvements d'ambiance.

Représentation graphique des prélèvements individuels d'HAP en pourcentage

juin 1996



Représentation graphique des prélèvements d'ambiance d'HAP en pourcentage au mois de juin 1996



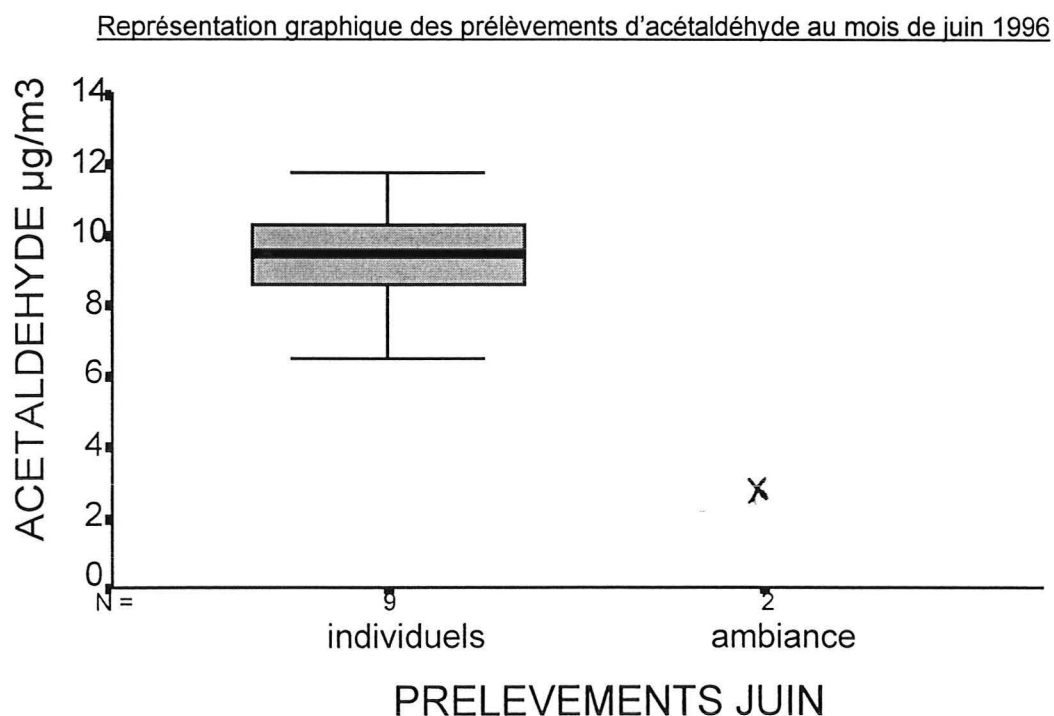
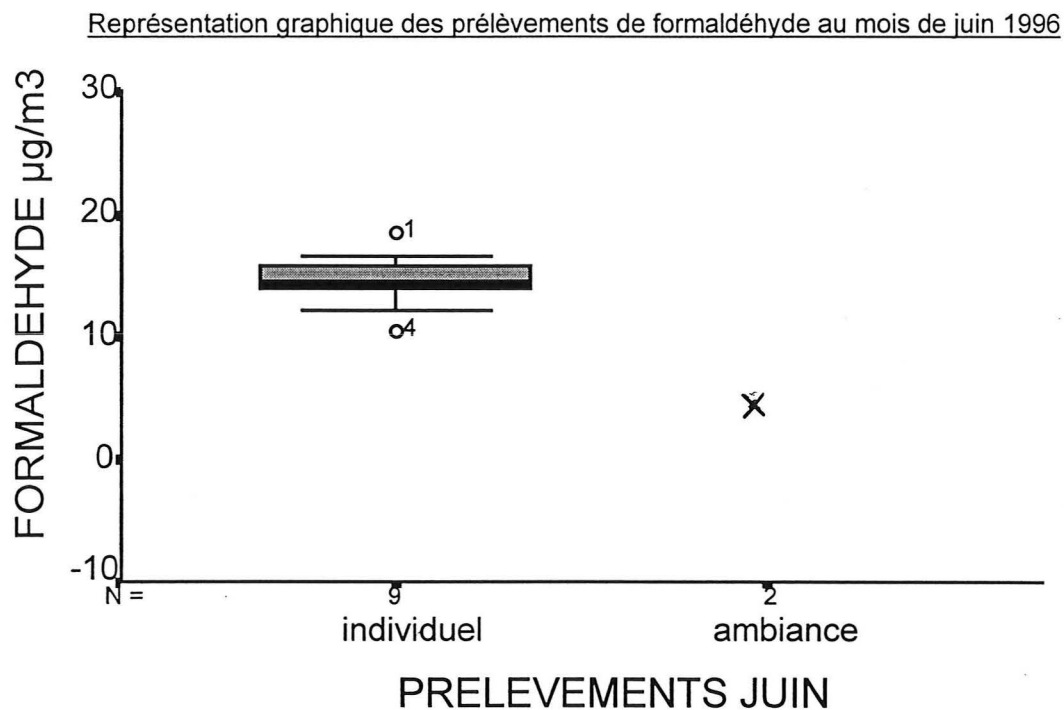
Pour finir, les HAP majoritaires sont le Fluoranthène, le Pyrène, et le Benzo(g,h,i) pérylène, et le Benzo(b)fluoranthène pour les prélèvements individuels. Pour les prélèvements d'ambiance ce sont surtout le fluoranthène, le pyrène, le chrysène, et les benzo(b) et (k)fluoranthènes.

✱ Les aldéhydes

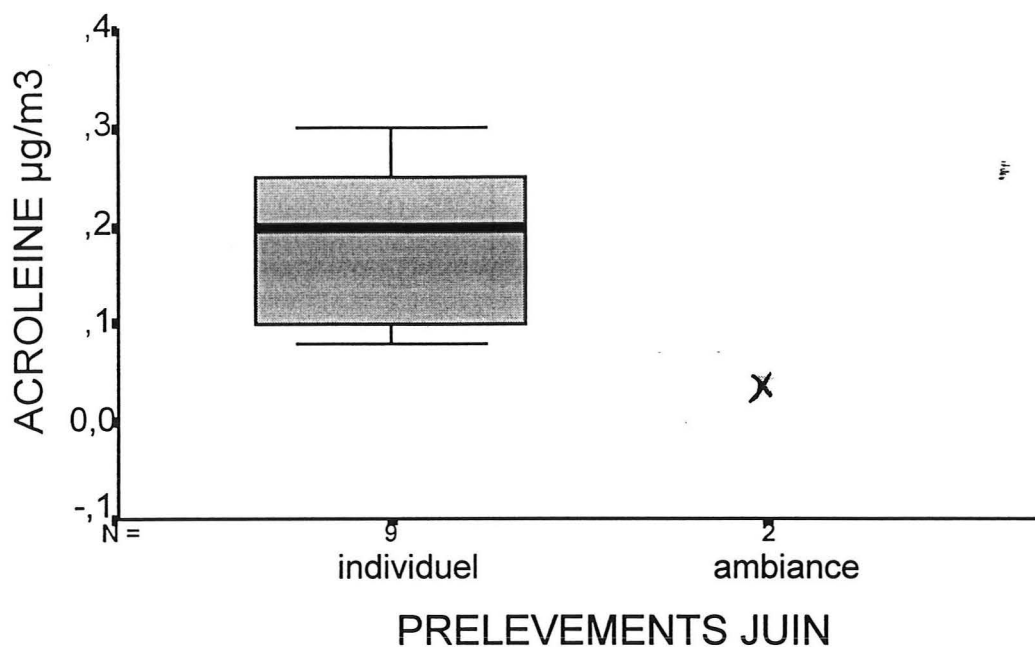
Tableau n°10 : Taux atmosphériques moyens d'aldéhydes en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en juin

	Prélèvements individuels (n=5 par semaine)	Prélèvements d'ambiance (n=1 par semaine)
Formaldéhyde		
taux moyens/semaine 1	15.1	8.3
[Min-Max]	[12-18.5]	
taux moyens/semaine 2	14	1.2
[Min-Max]	[10.5-15.5]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	14.67	4.7
écart-type	+/-2.34	
Acétaldéhyde		
taux moyens/semaine 1	9.4	4.4
[Min-Max]	[8.6-10]	
taux moyens/semaine 2	9.6	1.4
[Min-Max]	[6.5-12]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	9.53	3.4
écart-type	+/-1.66	
Acroléine		
taux moyens/semaine 1	0.2	0.07
[Min-Max]	[0.09-0.25]	
taux moyens/semaine 2	0.1	< seuil sensibilité
[Min-Max]	[0.08-0.2]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	0.18	0.07
écart-type	+/-0.08	
Propionaldéhyde		
taux moyens/semaine 1	7.5	8.2
[Min-Max]	[7.1-7.8]	
taux moyens/semaine 2	5.4	0.8
[Min-Max]	[4.7-6.5]	

Pour les prélèvements individuels, les taux mesurés sont identiques sur les deux semaines de prélèvements. Par contre, les taux mesurés la deuxième semaine pour les prélèvements d'ambiance sont bien plus faibles, ce qui est sûrement dû à un défaut du fonctionnement de la pompe servant au prélèvement. Ce résultat a donc été exclu du reste de l'étude. De plus, c'est le formaldéhyde que l'on trouve en plus grande quantité. Puis ce sont respectivement l'acétaldéhyde et le propionaldéhyde et enfin l'acroléine.



Représentation graphique des prélèvements d'acroléine au mois de juin 1996



Nous avons représenté ici les graphiques de résultats du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde et de l'acroléine qui sont les plus représentatifs des polluants produits par les échappements automobiles. Pour ces trois polluants, sur les graphiques on observe que les taux des prélèvements individuels sont supérieurs aux prélèvements d'ambiance.

D'ailleurs par le calcul de la borne inférieure de l'intervalle de confiance de la moyenne des prélèvements individuels du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde (respectivement 10.83 et 6.8), on trouve que cette différence observée est significative ($p < 0.05$). Par contre, ceci n'est pas vérifié pour l'acroléine (borne inférieure égale à 0.07 donc plus faible que la moyenne des prélèvements d'ambiance).

✿ Les Benzène-Toluène-Xylènes ou BTX

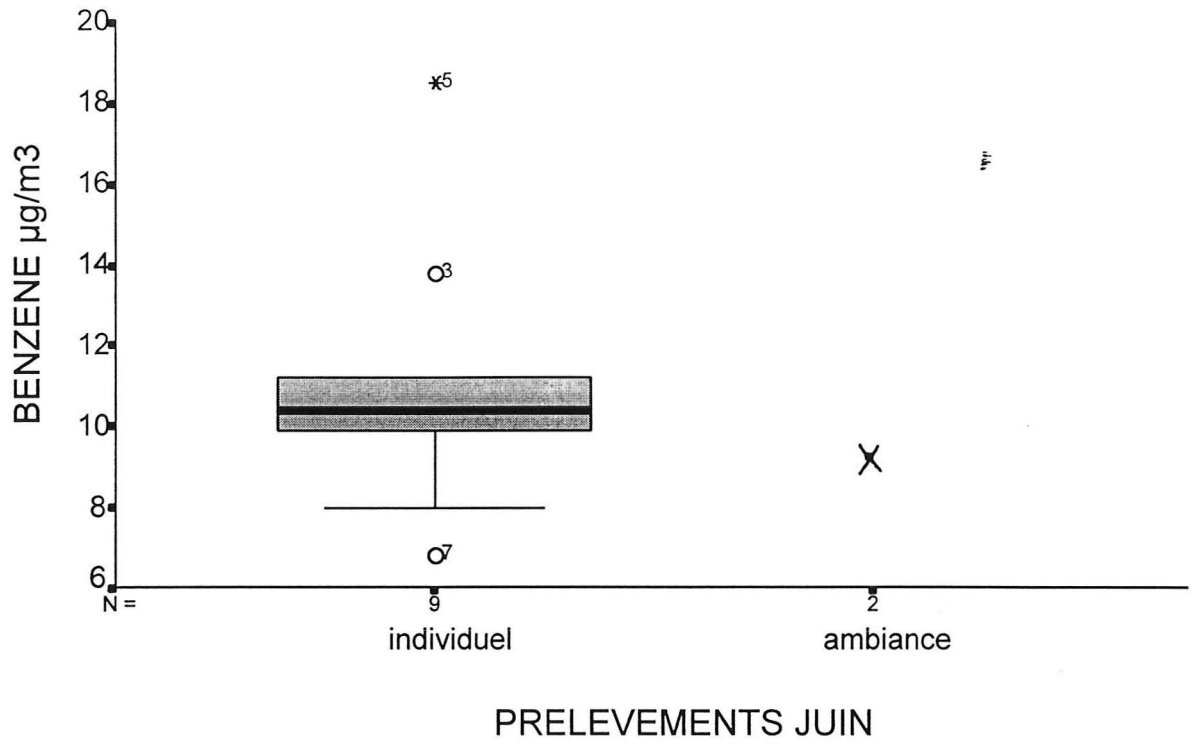
Tableau n°11 : Taux atmosphériques moyens de BTX en µg/m³ en juin

	Prélèvements individuels (n=5 par semaine)	Prélèvements d'ambiance (n=1 par semaine)
<i>Benzène</i>		
taux moyens/semaine 1	15	8.6
[Min-Max]	[10-24]	
taux moyens/semaine 2	10	10
[Min-Max]	[7-14]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	11.07	9.3
écart-type	+/-3.42	
<i>Toluène</i>		
taux moyens/semaine 1	49	22
[Min-Max]	[31-89]	
taux moyens/semaine 2	31.7	27.4
[Min-Max]	[18-57]	
<i>Moyenne / 2 semaines</i>	40.4	24.7
écart-type	+/-21.07	
<i>Xylènes</i>		
taux moyens/semaine 1	41.5	18.6
[Min-Max]	[21-91]	
taux moyens/semaine 2	34.5	19.7
[Min-Max]	[19-68]	

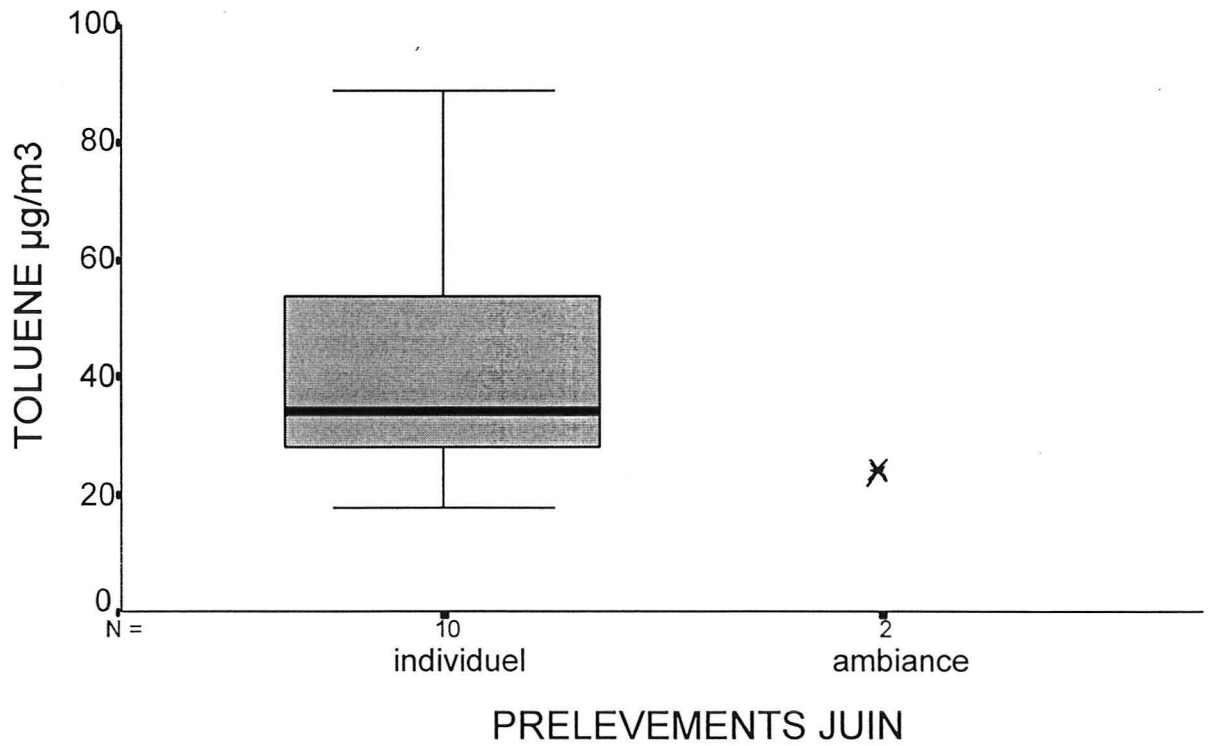
L'ensemble des résultats est homogène sur les deux semaines de prélèvement. C'est le toluène que l'on dose majoritairement, suivi par les xylènes et le benzène.

Seuls les résultats du benzène et du toluène sont rendus sous forme de graphiques, ceux des xylènes ne mettant pas en évidence de différence intéressante entre les taux.

Représentation graphique des prélèvements de benzène au mois de juin 1996



Représentation graphique des prélèvements de toluène au mois de juin 1996



Pour ces deux polluants, on observe sur le graphique une légère supériorité des taux individuels. Mais lors du calcul de la borne inférieure de l'intervalle de confiance des moyennes (respectivement 5.47 et 5.94), on s'aperçoit que la moyenne des prélèvements d'ambiance est supérieure à ces valeurs et donc que la différence observée n'est pas significative d'un point de vue statistique.

II -1 - a - 4 Résultats des questionnaires individuels journaliers

De façon parallèle aux prélèvements individuels, les agents municipaux ont rempli des questionnaires individuels journaliers qui indiquaient leur parcours de travail et l'intensité du trafic rencontrée.

L'analyse des ces questionnaires, nous montre que l'ensemble des agents appareillés fait sur une semaine de travail le même parcours. Par exemple, un agent qui travaille une journée dans le secteur piétonnier où le trafic est faible, travaillera le lendemain près des boulevards où le trafic est plus dense.

Mais il est difficile sur ce seul questionnaire de quantifier l'exposition réelle et de mettre en évidence un lien entre les taux atmosphériques de polluants mesurés et les parcours effectués par les agents.

II -1 - b La campagne d'hiver : janvier 1997

II - 1 - b - 1 Conditions météorologiques

Pendant la semaine de prélèvement, le temps a été beau, sec et froid. Les températures extrêmes étaient comprises entre -5 et 8°C, la vitesse du vent a toujours été inférieure à 1.5 m/sec et il n'y a pas eu de précipitation. Les détails des valeurs sont dans l'annexe n°6.

On a observé l'installation d'un phénomène d'inversion thermique sur l'agglomération grenobloise sans que le seuil d'alerte pour les polluants légiférés n'ait été atteint (alors que dans la même période, cela a été le cas à Paris et à Lyon pour le dioxyde de soufre).



Le couvercle d'inversion thermique sur l'agglomération grenobloise en janvier 1997

II - 1 - b - 2 Les conditions de trafic

Tableau n°12 : Conditions de trafic automobile boulevard du Maréchal Foch pendant la campagne d'hiver
(Données ASCOPARG)

Dates des prélèvements	Nombre de véhicules par heure	
	<i>moyenne journalière</i>	<i>moyenne hebdomadaire (5 jours)</i>
(mardi) 14/01/97	5079	
15/01/97	5009	4902
16/01/97	4645	
(vendredi) 17/01/97	4878	

Sur la semaine, le trafic moyen est à peu près constant, avec une chute le jeudi.

Par rapport au mois de juin, son intensité est légèrement plus faible.

II - 1 - b - 3 Résultats des prélèvements atmosphériques

* Résultats des prélèvements d'ambiance faits à différentes hauteurs et à différentes distances par rapport à la chaussée

Le 13 janvier, trois polluants ont été prélevés en ambiance à différentes hauteurs et à différentes distances par rapport à la source (chaussée). Ce sont les HAP et le plomb pour les prélèvements particuliers et les aldéhydes pour les polluants gazeux.

* Le plomb

Les prélèvements de plomb ont été réalisés pendant trois tranches horaires en différentes positions.

Tableau n°13 : Taux atmosphériques moyens d'ambiance du plomb (ng/m³) à différentes hauteurs le 13 janvier 1997

Horaires des prélèvements	Taux (ng/m³) obtenus en fonction de la position du capteur		
	<i>1m de la chaussée 50 cm de hauteur (n=3)</i>	<i>1m de la chaussée 1m60 de hauteur (n=3)</i>	<i>5m de la chaussée 1m20 de hauteur (n=3)</i>
<i>8h00-11h00</i>	500	700	480
<i>11h30-14h30</i>	<i>1</i>	210	240
<i>14h30-17h00</i>	320	150	130

Quelle que soit la position du capteur, les valeurs de plomb restent homogènes. La position des capteurs sur les policiers (à 1m20 du sol) est bien représentative de l'exposition individuelle des agents municipaux telle qu'elle est définie dans la norme AFNOR.

De plus, les taux de plomb sont plus élevés dans la tranche horaire du matin, qui correspond au pic de trafic de 8h00.

* *Les hydrocarbures aromatiques polycycliques*

Ils ont été dosés à différentes hauteurs, mais de façon continue de 8h00 à 17h00, du fait du manque de sensibilité analytique de la technique.

Tableau n° 14 : Taux atmosphériques moyens d'ambiance des HAP à différentes hauteurs

le 13 janvier 1997

	Taux ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenus en fonction de la position du capteur		
	<i>1m de la chaussée 50 cm de hauteur (n=1)</i>	<i>1m de la chaussée 1m60 de hauteur (n=1)</i>	<i>5m de la chaussée 1m20 de hauteur (n=1)</i>
<i>Fluoranthène</i>	9.5 24.5%	6.7 31%	5.6 26.6%
<i>Pyrène</i>	13.9 36%	8.4 39%	7.5 35.7%
<i>Benzo(a) anthracène</i>	1.5 4%	0.8 3.7%	0.7 3%
<i>Chrysène</i>	2.8 7.2%	1.8 8.4%	1.8 8.6%
<i>Benzo(b) fluoranthène</i>	3.2 8.3%	1.8 8.4%	1.6 7.6%
<i>Benzo(k) fluoranthène</i>	1.2 3%	0.7 3%	0.6 2.8%
<i>Benzo(a) pyrène</i>	2.5 6.5%	1.3 6%	1.3 6%
<i>Benzo(g,h,i) pérylène</i>	4 10%	/ /	2 9.5%
HAP TOTAUX	38.6	21.5	21

Les valeurs les plus élevées sont mesurées quand le capteur est situé à 50 cm de hauteur et à 1m de la chaussée, donc quand il est situé à proximité directe de la source.

De plus, que le capteur soit situé à 1m60 ou à 1m20 du sol, il n'y a pas de différence notable entre les valeurs obtenues. Pour le dosage des HAP, la position du capteur des policiers est bien représentative de leur exposition individuelle.

* Les aldéhydes

Comme pour le plomb, les prélèvements sont effectués à différentes hauteurs et à différents moments de la journée.

Tableau n°15 : Taux atmosphériques moyens en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des aldéhydes en ambiance à différentes hauteurs

Horaires des prélèvements	Taux ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) obtenus en fonction de la position du capteur		
	1m de la chaussée 50 cm de hauteur (n=3)	1m de la chaussée 1m60 de hauteur (n=3)	5m de la chaussée 1m20 de hauteur (n=3)
Formaldéhyde			
8h00-11h00	14.5	14.5	14.6
11h30-14h30	10.1	10	/
14h30-17h00	12.3	14.4	11
Acétaldéhyde			
8h00-11h00	8.8	5.5	8.5
11h30-14h30	8.6	11.9	/
14h30-17h00	9.5	10.5	8.8
Acroléine			
8h00-11h00	0.8	/	0.8
11h30-14h30	0.7	1	/
14h30-17h00	1.1	1.2	1.2
Propionaldéhyde			
8h00-11h00	2.5	2	2.9
11h30-14h30	3	4.5	/
14h30-17h00	2.4	2.8	2.5

Quelle que soit la hauteur et la distance par rapport à la chaussée du capteur, les résultats obtenus sont très voisins. Les prélèvements effectués sur les policiers à 1m20 de hauteur sont représentatifs de leur exposition individuelle. De plus, pour chaque polluant, il n'y a pas de différence entre les valeurs prélevées à différents moments de la journée.

✱ Résultats des prélèvements individuels et d'ambiance faits en parallèle

* *Les particules alvéolaires (Palv)*

Deux prélèvements individuels et un prélèvement d'ambiance ont été réalisés sur l'ensemble de la semaine.

Tableau n° 16 : Taux atmosphériques moyens en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ des particules alvéolaires en janvier 1997

	Prélèvements individuels (n=2)	Prélèvement d'ambiance (n=1)
Taux moyens	122.5	124
(Min-Max)	(115-130)	

Les taux obtenus par les prélèvements individuels et ceux obtenus par les prélèvements d'ambiance sont du même ordre de grandeur. Nous n'avons pas pu tester statistiquement cette différence car le nombre de valeurs est trop faible (3).

Les valeurs obtenues sont supérieures à celles que l'on mesurait au mois de juin.

* *Le plomb*

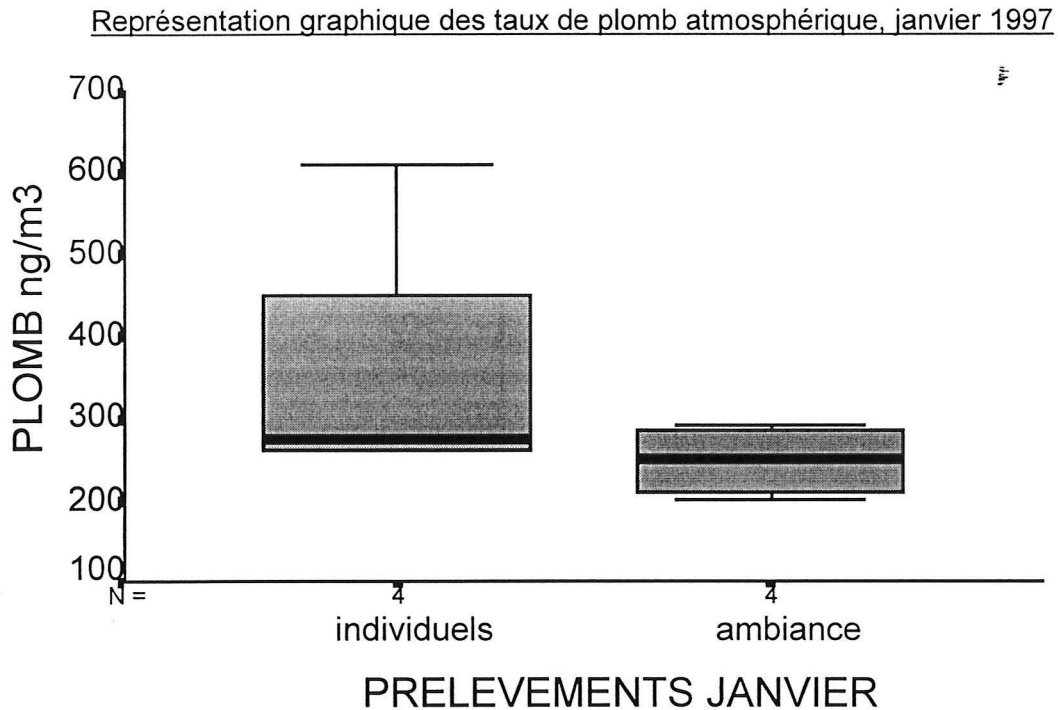
Deux nouveaux prélèvements (individuel et d'ambiance) sont réalisés chaque jour, et ce chaque jour de la semaine.

Tableau n° 17 : Taux atmosphériques du plomb en ng/m^3 , janvier 1997

	Prélèvements individuels (n=1 par jour)	Prélèvement d'ambiance (n=1 par jour)
<i>Prélèvements du 14 janvier</i>	260	290
<i>Prélèvements du 15 janvier</i>	290	200
<i>Prélèvements du 16 janvier</i>	610	280
<i>Prélèvements du 17 janvier</i>	260	220

Les taux obtenus tout au long de la semaine sont homogènes. Seul le prélèvement individuel du 16 janvier est nettement supérieur aux autres, sans qu'on ne retrouve

d'anomalie de fonctionnement de la pompe ayant servie pour le prélèvement ou de problème analytique. De plus, les valeurs trouvées sont supérieures à celles du mois de juin.



Comme on le voit sur ce graphe, les résultats obtenus avec les prélèvements individuels sont supérieurs à ceux obtenus par les prélèvements d'ambiance (l'ensemble des résultats étant inclus, y compris le prélèvement individuel égal à 610 ng/m³). Mais cette différence observée n'est pas statistiquement significative (p Wilcoxon < 0.3).

* *Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)*

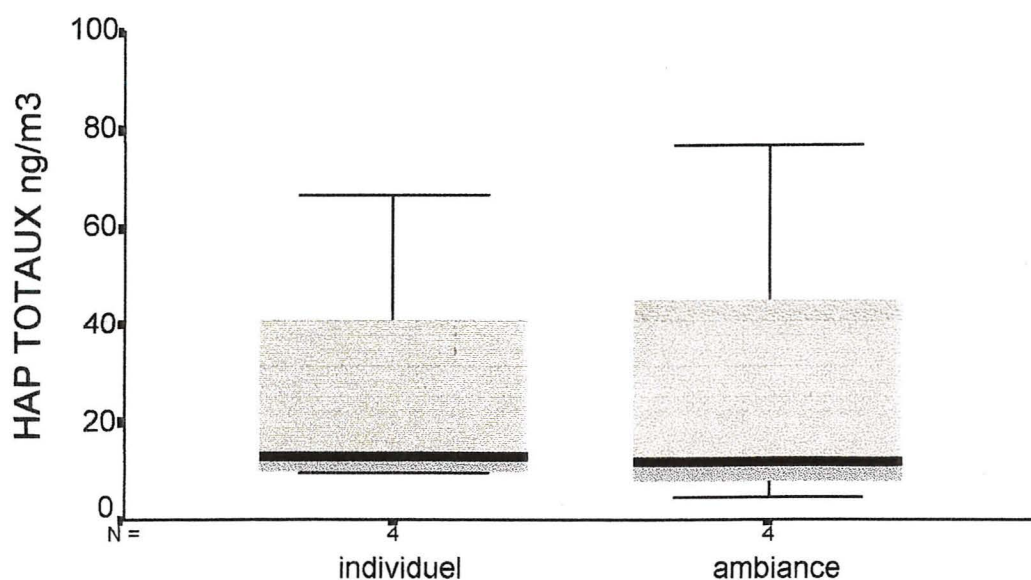
Nous rendons tout d'abord les résultats sous forme de tableau, en n'indiquant que ceux des HAP totaux, du benzo(a)pyrène qui est cancérigène et des pyrène et fluoranthène qui sont les plus fréquents dans l'environnement urbain.

Tableau n° 18 : Taux atmosphériques moyens en ng/m³ des HAP en janvier 1997

	Prélèvements individuels (n=1/j)	Prélèvement d'ambiance(n=1/j)
HAP totaux		
14 janvier	8.9	11.5
15 janvier	14.9	4.9
16 janvier	11.2	12.9
17 janvier	74	76.4
Pyrène		
14 janvier	4.28	5.4
15 janvier	6.4	2.1
16 janvier	5	5.6
17 janvier	21.5	26
Fluoranthène		
14 janvier	3.75	5.5
15 janvier	5.75	2.8
16 janvier	5	4
17 janvier	22.3	18.4
Benzo(a)pyrène		
14 janvier	0.14	/
15 janvier	0.4	/
16 janvier	0.13	0.28
17 janvier	5.1	4.7

L'ensemble des valeurs de prélèvements individuels et de prélèvements d'ambiance est homogène. Seules celles dosées le 17 janvier sont 2 à 6 fois plus élevées, et ce pour tous les HAP.

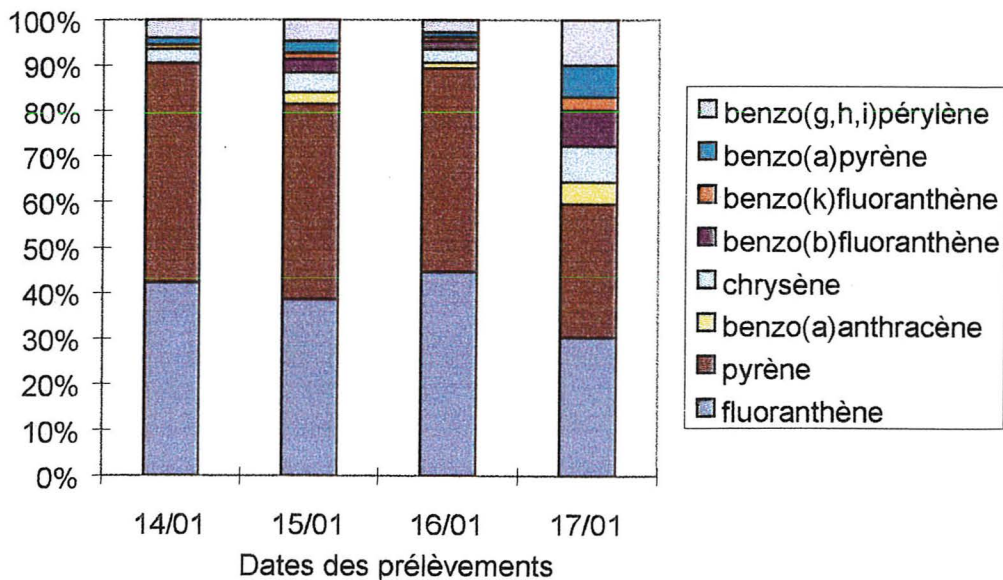
Représentation graphique des taux d'HAP totaux, janvier 1997



PRELEVEMENTS JANVIER

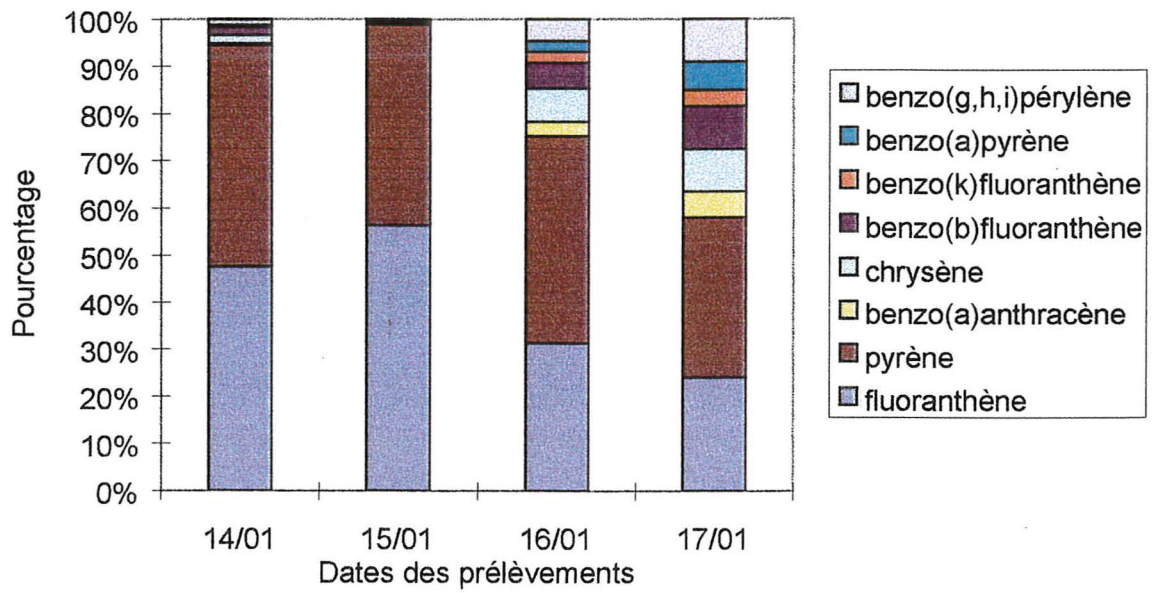
Les taux individuels ne sont pas supérieurs aux taux d'ambiance pour les HAP au mois de janvier. Le test de Wilcoxon n'est pas significatif.

Représentation graphique des prélèvements individuels d'HAP en pourcentage, janvier 1997



Les composés majoritaires sont le fluoranthène et le pyrène.

Représentation graphique des prélèvements d'ambiance d'HAP en pourcentage, janvier 1997



Là encore, les deux composés majoritaires sont le fluoranthène et le pyrène.

* Les aldéhydes

Tableau n° 19 : Taux moyens des aldéhydes en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en janvier 1997

	Prélèvements individuels (n=1 par jour)	Prélèvement d'ambiance (n=1 par jour)
Formaldéhyde		
14 janvier	21	17.6
15 janvier	2.5	15
16 janvier	28	16.7
17 janvier	18.5	17.7
Acétaldéhyde		
14 janvier	17.1	10.6
15 janvier	3.9	9.4
16 janvier	24.4	10
17 janvier	15	11
Acroléine		
14 janvier	/	0.7
15 janvier	/	/
16 janvier	/	/
17 janvier	/	/
Propionaldéhyde		
14 janvier	3.8	2.3
15 janvier	7.8	2.3
16 janvier	4.3	3
17 janvier	4.2	2.5

D'une façon générale, on remarque que l'ensemble des résultats est homogène. Seul le résultat du prélèvement individuel du 15 janvier diverge avec des taux qui sont moins élevés pour le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acroléine, et des taux plus élevés pour le propionaldéhyde.

De plus, c'est le formaldéhyde qui est le plus abondant, suivent ensuite l'acétaldéhyde le propionaldéhyde et l'acroléine, comme dans l'environnement urbain.

Pour les aldéhydes, nous n'avons pas fait de comparaison graphique par box-plot car les valeurs mesurées sont très proches et donc une représentation graphique n'apporte rien de plus dans ce cas. De plus, il n'y a pas de différence significative entre les valeurs mesurées en individuel et celles mesurées en ambiance avec un $p < 0.24$ pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde.

✱ Les hydrocarbures aromatiques monocycliques ou BTX (Benzène-Toluène-Xylènes)

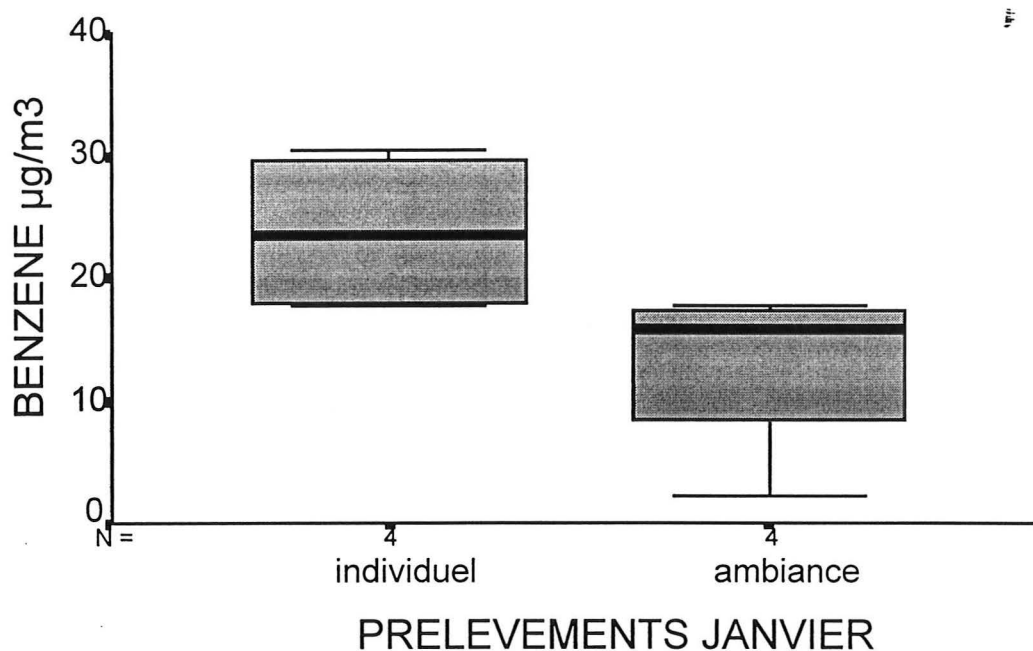
Du 14 au 17 janvier, seuls des prélèvements individuels sur les policiers et des prélèvements d'ambiance en parallèle ont été effectués pour ces polluants.

Tableau n°20 : Taux atmosphériques moyens des BTX en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en janvier 1997

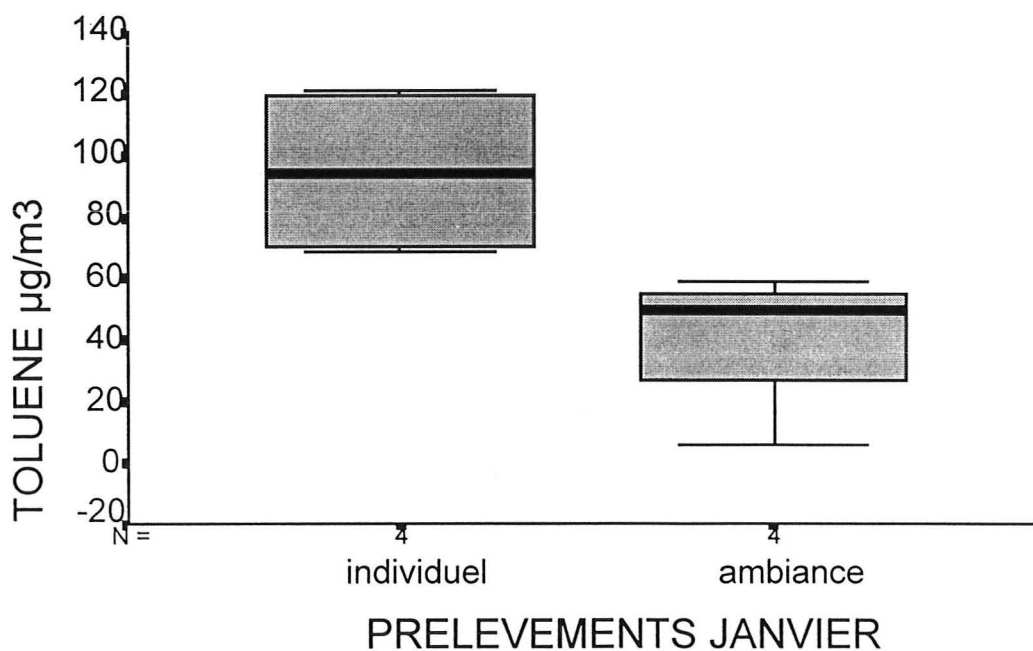
	Prélèvements individuels (n=1 par jour)	Prélèvement d'ambiance (n=1 par jour)
Benzène		
14 janvier	17.7	16.8
15 janvier	30.2	2.3
16 janvier	29	14.8
17 janvier	18.2	17.7
Toluène		
14 janvier	71.3	51.7
15 janvier	120.7	5.8
16 janvier	117.7	48.2
17 janvier	69	59.3
Xylènes		
14 janvier	60.5	39.4
15 janvier	89.5	4.3
16 janvier	87.2	29.2
17 janvier	51.8	45.1

Les résultats globaux sont encore une fois homogènes, sauf pour les taux d'ambiance du 15 janvier qui sont beaucoup plus faibles.

Représentation graphique des taux de benzène, janvier 1997



Représentation graphique des taux de toluène, janvier 1997



Les prélèvements individuels sont supérieurs aux prélèvements d'ambiance (d'un facteur 2 environ). Cette différence est significative avec un p de Wilcoxon inférieur à 0.03 pour le benzène et à 0.02 pour le toluène. De plus, on retrouve la répartition qualitative classique des

BTX dans l'environnement, c'est-à-dire que les xylènes sont plus nombreux que le toluène et lui-même que le benzène.

* Tableaux récapitulatifs des résultats des deux campagnes

Pour finir nous avons fait pour chaque polluant une comparaison statistique des résultats obtenus pendant la campagne d'été et de ceux obtenus pendant la campagne d'hiver.

Notre comparaison n'a pu porter que sur les prélèvements individuels, les prélèvements d'ambiance étant en trop petit nombre (2 par polluant en été, et 1 seulement en hiver).

Pour la comparaison des résultats, nous avons calculé les moyennes, les écarts types et les intervalles de confiance. Et, étant donné le faible nombre de prélèvements individuels (10 en été, et 4 en hiver pour chaque polluant), nous avons utilisé le test non paramétrique de Wilcoxon pour faire les comparaisons statistiques.

L'analyse statistique des résultats s'est faite à l'aide du logiciel SPSS.

Les résultats des tests de comparaison sont résumés dans les tableaux qui suivent avec n égal au nombre de prélèvements, S pour significatif, et NS pour non significatif.

Tableau n°21 : Tests de comparaison des taux individuels atmosphériques des polluants particulaires
en juin et en janvier

	Juin 1996 Moyenne+/-ET	Janvier 1997 Moyenne+/-ET	p (Wilcoxon)	Intervalle de confiance
Particules alvéolaires ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	60.5+/-24.8 (n=10)	122.5+/-10.6 (n=2)	0.03 S	(-103.1;-20.8)
Plomb (ng/m^3)	148.7+/-18.9 (n=10)	355+/-170.6 (n=4)	0.02 S	(-478.4;65.8)
HAP (ng/m^3)	(n=9)	(n=4)		
<i>HAP totaux</i>	5.6+/-4.8	25.6+/-27.3	0.02 S	(-63.8;23.8)
<i>Fluoranthène</i>	2.2+/-2.4	9.1+/-8.6	0.02 S	(-20.8;7.1)
<i>Pyrène</i>	1.6+/-1.8	9.2+/-8.2	0.01 S	(-20.8;5.6)
<i>Benzo(a)anthracène</i>	0.18+/-0.2	1+/-1.6	0.5 NS	(-3.5;1.8)

Nous remarquons que pour l'ensemble des polluants particulaires, les différences observées entre la campagne d'été et celle d'hiver sont toutes significatives sauf pour le benzo(a)anthracène, avec des taux qui sont plus élevés en hiver pour l'ensemble des polluants considérés.

Tableau n°22 : Tests de comparaison des taux individuels atmosphériques des polluants gazeux en juin et en janvier

	Juin 1996 Moyenne+/-ET	Janvier 1997 Moyenne+/-ET	p (Wilcoxon)	Intervalle de confiance
Aldéhydes	(n=9)	(n=3)		
<i>Formaldéhyde</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	14.5+/-2.4	22.5+/-4.9	0.009 S	(-20.6;4.7)
<i>Acétaldéhyde</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9.5+/-1.8	18.8+/-5	0.009 S	(-22;3.4)
<i>Acroléine</i>	0.18+/-0.075	0	0.009 S	(0.12;0.24)
BTX ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(n=9)	(n=4)		
<i>Benzène</i>	11.1+/-3.4	23.7+/-6.7	0.01 S	(-22.5;-2.7)
<i>Toluène</i>	43.5+/-21.3	94.7+/-28.4	0.01 S	(-92;-10.4)
<i>Xylènes</i>	40.25+/-24.1	72.2+/-18.9	0.07 NS	(-61.4;-2.6)

En ce qui concerne les polluants gazeux, la différence mesurée entre les taux d'été et ceux d'hiver est elle aussi significative, sauf pour les xylènes. Toutes les valeurs trouvées sont plus élevées en hiver, sauf pour l'acroléine qui n'est pas détectable.

II - 1 - b - 4 Résultats des questionnaires individuels journaliers

Comme pour le mois de juin, aucune différence n'a pu être mise en évidence entre les différents parcours effectués par les agents de police sur la semaine.

On ne peut donc relier les taux atmosphériques individuels trouvés aux caractéristiques des zones de travail de chaque policier.

I - 2 Résultats des Explorations respiratoires

I - 2 - a Les spirométries

Pendant l'ensemble de l'étude, nous avons réalisé 21 couples de spirométries.

Nous rendons tout d'abord sous forme de tableaux les résultats des 19 couples de spirométries réalisées avec, pour chaque paramètre, les valeurs obtenues en début de poste du début de semaine (DP), et celles obtenues en fin de poste de la fin de semaine (FP). Deux examens (normaux) n'ont été réalisés qu'en début de poste, et n'ont pu être exploités comme les 19 autres.

Pour l'ensemble de ces valeurs, nous indiquons si elles sont normales ou pas (N ou <N) en utilisant comme référence la limite inférieure de norme de chaque paramètre et de chaque valeur. La limite inférieure de norme ou LIN se calcule par la formule suivante :

$$\text{LIN} = N - 1.64 * \text{écart-type}$$

La valeur étant considérée comme normale quand elle est supérieure ou égale à sa limite inférieure de norme et pathologique quand elle est inférieure.

Nous indiquons également le pourcentage de variation entre les valeurs (%) de fin et de début de poste.

Nous avons aussi noté, pour chaque paramètre, le nombre de variations positives, le nombre de variations négatives afin d'avoir une idée de la tendance évolutive collective ainsi que le nombre de variations négatives considérées comme significatives.

Enfin nous rendons une interprétation de chaque spirométrie de début et de fin de poste en s'aidant des rapports VEMS/CV et D25-75/CV et des logigrammes correspondants qui sont situés en ANNEXES n°7 et 8.

Résultats des spirométries des policiers municipaux et agents du contrôle du stationnement en juin 1996 et janvier 1997

Tableau 1

EFR	Statut	VEMS (ml/sec)				CVF (ml/sec)				D25-75 (L/sec)				D50 (L/sec)				DEP (L/sec)								
		DP		FP	%	DP		FP	%	DP		FP	%	DP		FP	%	DP		FP	%					
1	NF	4680	N	4640	N	-0,9	5260	N	5550	N	5,23	6,5	N	6	N	-6,79	6,2	N	6,8	N	8	10	N	11	N	7,9
2	NF	4110	N	3980	N	-3,3	4470	N	4450	N	-0,45	6,2	N	5,3	N	-16,8	6,6	N	4,2	<N	-57	8	N	10	N	16
3	NF	3740	N	3700	N	-1,1	5350	N	5090	N	-5,11	\	\	3,6	N	\	\	\	3,8	<N	\	9	N	6,5	<N	-37
4	NF	4150	N	4110	N	-1,0	4900	N	4900	N	0	4,7	N	4,6	N	-2,41	4,5	N	4,5	N	0	10	N	9,6	N	-1,1
5	F	3700	N	3940	N	6,1	4930	N	5120	N	3,71	2,9	<N	3,4	N	14,8	3	<N	3,5	<N	15	7	<	7,3	<N	-1,5
6	NF	4400	N	4190	N	-5,0	5670	N	5570	N	-1,8	3,9	<N	3,4	<N	-13,4	3,9	N	3,6	N	-8	10	N	11	N	10
7	NF	3000	N	2870	N	-4,5	3950	N	3730	N	-5,9	2,3	N	2,4	N	4,1	2,5	N	2,5	N	-1	7	<	7,8	<N	3,7
8	F	3120	N	2960	N	-5,4	3910	N	3520	N	-11,1	3	N	3,3	N	6,75	3,1	N	3,3	N	5	8	N	6,2	N	-21
9	NF	4310	N	4110	N	-4,9	5710	N	5450	N	-4,77	3,7	N	3,6	N	-4,51	3,8	N	3,6	N	-5	9	N	9	N	-1,6
10	NF	3700	N	3490	<N	-6,0	5400	N	5120	N	8,59	3,4	N	2,5	<N	-32,3	3	<N	2,2	<N	-34	6	<	6,7	<N	4
11	NF	4520	N	4680	N	3,4	6090	N	6190	N	1,62	3,7	N	4	N	6,77	3,7	N	3,9	N	6	9	N	8,3	N	-3,6
12	F	3450	N	3490	N	1,2	4130	N	3800	N	-8,68	3,4	N	4,1	N	18,6	3,2	N	3,9	N	17	8	N	7,8	N	3,6
13	F	4400	N	4520	N	2,7	5120	N	5160	N	0,78	5,3	N	6,2	N	15,4	5,4	N	7	N	24	12	N	11	N	-7,3
14	NF	3040	N	3280	<N	7,3	3550	<N	3740	<N	5,08	3,4	N	3,4	N	-1,18	3,3	<N	3,3	<N	1	8	<	5,8	N	-41
15	NF	4130	N	3880	N	-6,4	4650	N	4250	N	-9,41	4,4	N	4,8	N	8,11	5,7	N	5,9	N	3	8	N	9,3	N	12
16	NF	4720	N	4590	N	-2,8	5430	N	5140	N	-5,64	\		5,9	N	\	6,7	N	6,8	N	1	10	N	10	N	-3,7
17	NF	2920	<N	2630	<N	-11,0	3470	N	3100	N	-11,9	2,3	<N	2,1	<N	-8,65	3,3	N	2,8	<N	-18	8	N	7,1	N	-7,6
18	F	3570	N	3490	N	-2,3	3870	N	3770	N	-2,65	4,1	N	4	N	-3,76	3,8	N	3,5	N	-8	7	N	7,5	N	2,8
19	F	4300	N	3760	N	-14,4	5370	N	5410	N	0,74	3,5	<N	2,3	N	-53,7	3,3	<N	2,8	<N	-20	10	N	8,4	N	-21
Var -						14					11				10					8						11
Var+						5					8				7					10						8
Var S						0					0				2					4						4

Avec: DP = début de poste; FP = fin de poste ; % = variation FP/DP

Statut : F = fumeur ; NF = non fumeur

Var- = % variation FP/DP négatif ; Var+ = % variation FP/DP positif ; Var S = variations significatives

Tableau 2

Examen	Statut	VEMS/CV		D25-75/CV		Groupes	
		DP	FP	DP	FP	DP	FP
1	NF	0,89	0,84	1,23	1,09	1	1
2	NF	0,92	0,89	1,38	1,19	1	1
3	NF	0,7	0,73	\	0,72	4	4
4	NF	0,85	0,84	0,96	0,93	1	1
5	F	0,75	0,77	0,59	0,66	3	3
6	NF	0,78	0,75	0,69	0,62	3	3
7	NF	0,76	0,77	0,59	0,65	3	3
8	F	0,8	0,84	0,78	0,93	1	1
9	NF	0,75	0,75	0,65	0,65	3	3
10	NF	0,68	0,68	0,72	0,5	5	5
11	NF	0,74	0,76	0,61	0,64	3	3
12	F	0,84	0,92	0,81	1,09	1	1
13	F	0,86	0,88	1,03	1,21	1	1
14	NF	0,86	0,88	0,96	0,9	8	8
15	NF	0,89	0,91	0,95	1,13	1	1
16	NF	0,87	0,89	\	1,15	1	1
17	NF	0,84	0,85	0,65	0,67	3	5
18	F	0,92	0,93	1,07	1,06	1	1
19	F	0,8	0,7	0,65	0,42	3	5

Avec : Statut : NF = non fumeur ; F = fumeur

Groupes : 1 = normal ; 3 = maladie des petites voies aériennes ; 4 et 5 = trouble obstructif expiratoire ;

8 = orientation restrictive

Sur les 19 spirométries réalisées en début et fin de poste, 9 examens sont normaux, 5 trouvent une maladie des petites voies aériennes, et 2 un trouble obstructif expiratoire. De plus, on a 2 sujets chez qui la maladie des petites voies aériennes de début de poste évolue vers un trouble obstructif expiratoire en fin de poste.

On décompte 2 examens pour lesquels la variation du D25-75 est significative et 4 pour le D50. Ces paramètres sont des indicateurs précoces d'obstruction bronchique. On a également 4 variations significatives pour le DEP qui est lui un paramètre de dépistage grossier et tardif de trouble obstructif.

En ce qui concerne les variations dans le sens négatif des paramètres étudiés, elles sont plus nombreuses que celles dans le sens positif pour le VEMS, la CVF et le DEP qui explorent les grosses bronches et aussi pour le D25-75 qui explore les petites bronches et permet un dépistage précoce des troubles obstructifs. De plus, dans les variations positives, beaucoup sont inférieures à 5% (4 sur 5 examens pour le VEMS, 5 sur 8 pour la CVF, 1 sur 7 pour le D25-75, 5 sur 10 pour le D50 et 4 sur 8 pour le DEP) qui est l'estimation de la variation positive du résultat obtenue par l'apprentissage.

Nous avons comparé statistiquement, par un test non paramétrique de Wilcoxon, l'ensemble des valeurs de début de poste à l'ensemble de celles de fin de poste.

	VEMS (ml/sec)	CVF (ml)	D25-75 (L/sec)	D50 (L/sec)	DEP (L/sec)
<i>Moyenne début poste</i>	3892.6	4763.7	3.92	4.15	8.7
<i>Moyenne fin poste</i>	3805.8	4687.4	3.94	4.09	8.4
<i>p (Wilcoxon)</i>	0.6 NS	0.7 NS	0.9 NS	0.95 NS	0.5 NS

Avec NS = non significatif

Ce tableau confirme la tendance évolutive des différents paramètres. Or bien que non significative, celle-ci est à la baisse pour le VEMS, la CVF, le D50 et le DEP. En effet, les moyennes sont un peu plus faibles en fin de poste. Par contre, pour le D25-75 la tendance est très légèrement à la hausse.

Cependant, la différence observée entre ces valeurs n'est pas statistiquement significative : $p > 0.05$.

I - 2 -b Les débitmétries longitudinales

Sur l'ensemble de l'étude, c'est-à-dire au mois de juin et au mois de janvier, 18 policiers municipaux ont eu des débitmétries.

Tout d'abord, nous avons comparé les valeurs de débit moyennes des périodes de travail avec les valeurs moyennes des périodes de repos. Puis nous avons comparé les valeurs moyennes obtenues le dernier jour travaillé par rapport aux valeurs moyennes obtenues le dernier jour de repos. En sachant que la moitié de nos sujets n'ont eu pendant la période considérée, que des périodes de repos de 1 jour consécutif seulement.

Résultats des dévimétries longitudinales des agents de police aux mois de juin 1996 et janvier 1997

Tableau 3

	Nombre de jours travaillés (JT)	Nombre de jours de repos (JR)	Débit moyen JT	Débit moyen JR	%variation Travail/Repos
1	5	2	775,2	778,7	-0,5
2	5	4	627,6	640,3	-2,0
3	5	4	523	520,4	0,5
4	6	2	701,1	710	-1,3
5	5	4	794,6	797,9	-0,4
6	5	4	788,6	800	-1,4
7	5	4	505,6	506,8	-0,2
8	4	5	529,5	529,6	0,0
9	7	2	704,7	707	-0,3
10	8	1	561,7	508,3	9,5
11	6	3	772,8	774,8	-0,3
12	6	3	711,9	719,4	-1,1
13	6	3	772,9	800	-3,5
14	7	2	756,2	770,8	-1,9
15	7	2	652,3	703,7	-7,9
16	7	2	705,9	710	-0,6
17	6	3	589,3	557,7	4
18	5	4	738,3	727,5	0

Avec : débit moyen en ml/sec

Résultats des débitmétries longitudinales des agents de police aux mois de juin 1996 et janvier 1997

Tableau 4

	Débit moyen dernier JT	Débit moyen dernier JR	%variation dernier JT/ dernier JR
1	772	790	-2,3
2	600	625	-4,2
3	525	528	-0,6
4	750	710	5,3
5	800	800	0,0
6	800	800	0,0
7	505	497	1,6
8	518	540	-4,2
9	722	716	0,8
10	542	508	6,3
11	792	773	2,4
12	718	717	0,1
13	800	800	0,0
14	767	758	1,2
15	653	697	-6,7
16	705	702	0,4
17	558	568	4
18	733	752	0

Avec : débit moyen en ml/sec

La grande majorité des agents a eu des performances excellentes, puisque supérieures d'au moins 15% par rapport à leur norme théorique et seule une personne se situe à -7% de sa norme (examen n°8).

Quand on compare les débits moyens des jours travaillés avec ceux des jours de repos, on remarque que la grande majorité des sujets a une tendance évolutive à la baisse des performances du DEP (13 sujets sur 18). Cette baisse est comprise entre -0.5 et -3 % en moyenne (seul 1 sujet diminue de -7.9%). Sur les 5 agents qui améliorent leurs performances, seul 1 augmente de 9.5 %, les autres progressent au maximum de 4%.

En ce qui concerne la comparaison des débits moyens du dernier jour de travail avec les débits moyens du dernier jour de repos, la baisse des débits chez seulement 5 sujets est comprise entre -0.5 et - 6%. Par contre, à l'inverse de précédemment, la majorité des sujets améliorent leurs performances (de +0.5 à 2% pour l'ensemble).

Pour les sujets qui diminuent leurs performances dans les deux cas considérés, la baisse est plus importante quand on compare le dernier jour de travail avec le dernier jour de repos. On a donc, de façon globale une diminution du DEP moyen durant les périodes de travail par rapport à celles de repos. Cependant, celle ci n'est pas significative puisque pour l'être il faudrait qu'elle soit supérieure ou égale à - 20% [Perdrix, 1994]. Cette baisse globale n'est pas confirmée quand on compare le Dep moyen du dernier jour travaillé avec celui du dernier jour de repos.

En ce qui concerne les courbes représentant les performances de chaque agents de façon individuelle, elles ne sont pas toutes rendues dans ce travail, et seul un exemple se trouve en annexe n°16.

III - DISCUSSION

Dans cette partie, nous discuterons des résultats obtenus pour les prélèvements atmosphériques. Nous ferons l'analyse globale de l'ensemble des niveaux, puis celle plus détaillée des résultats polluant par polluant.

Enfin, nous terminerons par des considérations médicales à travers l'analyse des chiffres des Explorations Fonctionnelles Respiratoires (EFR) et des résultats obtenus par les prélèvements atmosphériques. L'objectif est de mettre au point une stratégie pour une surveillance médicale adaptée de ces salariés et ainsi de pouvoir l'extrapoler à la population générale dans une optique de santé publique.

III - 1 Les prélèvements atmosphériques

Il est important de préciser afin d'interpréter au mieux nos résultats, que pendant l'ensemble de l'étude les conditions météorologiques ont été parfaites. Au mois de juin 1996, nous avons eu deux semaines consécutives d'un temps stable, beau et sec, très favorable à la formation de polluants photochimiques. Et au mois de janvier 1997, les conditions étaient encore anticycloniques avec formation d'un couvercle d'inversion thermique au-dessus de l'agglomération qui a permis une accumulation de polluants. Ces conditions climatiques sont représentatives de ce qui se passe habituellement à Grenoble.

De plus, la densité du trafic automobile était la même au mois de juin et au mois de janvier.

III - 1 - a Considérations préalables

III - 1 - a - 1 Concernant la pollution globale

Des valeurs guides WHO (World Health Organisation) et des normes européennes existent seulement pour les particules et le plomb.

Elles sont résumées dans le tableau de l'ANNEXE n° 9.

Les niveaux que nous avons trouvé lors des deux campagnes de prélèvement sont toujours inférieurs ou égaux aux valeurs recommandées et/ou imposées par la loi. La ville de Grenoble n'est donc pas polluée de façon «excessive».

On remarque tout de même que les valeurs trouvées se situent pour l'ensemble des polluants dans une fourchette de valeurs hautes, en comparaison à celles trouvées dans d'autres villes européennes (ANNEXE n° 10), alors que Grenoble est une ville de taille moyenne. Ceci peut s'expliquer par sa configuration géographique : elle est située au fond d'une « cuvette », ce qui favorise l'accumulation des polluants. £

III - 1 - a - 2 Concernant l'exposition individuelle des policiers

Par ailleurs, un des objectifs initiaux de l'étude étant l'évaluation de l'exposition professionnelle de policiers municipaux à la pollution atmosphérique, nous allons comparer les taux atmosphériques obtenus avec la **Valeur Moyenne d'Exposition (VME)**. Ce paramètre, fixé par la loi française et utilisé dans le milieu professionnel, correspond à la valeur de la concentration atmosphérique à ne pas dépasser lors d'une exposition à un polluant durant 8 heures de travail. Dans le tableau situé en ANNEXE n°9 nous indiquons les VME des polluants que nous avons dosés.

Comme on peut le voir, les valeurs que nous mesurons dans le centre ville et sur les policiers sont 50 à 1000 fois inférieures aux VME. L'exposition des policiers aux différents polluants est donc très faible par rapport à celle que l'on peut rencontrer dans l'industrie. Effectivement, l'environnement professionnel est un milieu fermé où les sources de pollution sont très localisées et où les taux atmosphériques peuvent être très élevés. L'exposition est relativement courte mais à des doses élevées. A l'inverse, comme nous l'avons vu dans la première partie, l'environnement urbain est par définition "ouvert", soumis à de nombreuses influences (météorologiques surtout), et possède de nombreuses sources de pollution réparties de façon aléatoire et dissiminée.

Les valeurs de polluants atmosphériques mesurés dans Grenoble sont comparables à celles trouvées dans des agglomérations de même importance mais situés plutôt au niveau des valeurs hautes. Cependant, l'exposition individuelle professionnelle à la pollution atmosphérique se situe à des niveaux considérés comme très faibles.

III - 1 - b Les différents polluants

Nous allons maintenant discuter au cas par cas les résultats des polluants que nous avons mesurés.

III - 1 - b - 1 Les particules

L'ASCOPARG qui est le réseau de surveillance de la pollution atmosphérique de Grenoble et de son agglomération nous a fourni les données mesurées lors des campagnes de prélèvements d'été et d'hiver. Celles-ci se trouvent en ANNEXES n° 11 et 12.

Ils mesurent essentiellement les PM10, particules de diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 10 μm . Or nous avons mesuré par méthode gravimétrique les particules alvéolaires, d'un diamètre aérodynamique inférieur ou égal à 5 μm .

Nos valeurs ne sont donc pas tout à fait superposables avec celles de l'ASCOPARG. Cependant nous comparerons nos résultats respectifs pour permettre la discussion.

Que ce soit en été ou en hiver, les valeurs trouvées avec les prélèvements individuels (45 à 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne) sont toujours supérieures aux valeurs de l'ASCOPARG (31.4 à 89.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Nos valeurs d'ambiance (20 à 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont en été globalement identiques à celles de l'ASCOPARG (31.4 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et par contre elles sont supérieures en hiver (45.9 à 89.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'ASCOPARG). Ceci nous amène à deux considérations : d'une part nous sommes dans une fourchette de résultats correcte puisque nos taux d'ambiance sont superposables à ceux de l'ASCOPARG (mesurés au niveau de postes fixes aussi). D'autre part, la mesure à poste fixe des particules sous-estime leurs concentrations avec des taux individuels supérieurs aux taux d'ambiance.

La première remarque se vérifie dans la littérature. Les taux moyens mesurés à poste fixe aux Etats-Unis (20 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, méthode opacimétrique), et en Europe dans les années 1990 (50 à 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, méthode gravimétrique) sont superposables aux nôtres [Uptade and revision of the Air Quality Guideline for Europe, 1994]. A Paris dans les années 1990, les taux des fumées noires étaient situés aux alentours de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (taux de base) [ORS, 1994] et entre 75 et 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les taux "courants" [Stroebel , 1992]. Au Danemark lors de l'hiver 1992 les taux oscillaient entre 72 et 99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (méthode gravimétrique) [Nielsen , 1995]. Les taux retrouvés à Grenoble sont du même niveau que ceux de Paris, ce qui confirme encore une fois que les valeurs grenobloises sont équivalentes à celles d'autres villes mais hautes, si on les rapporte à la taille de l'agglomération.

La deuxième remarque se vérifie lors de la comparaison de nos taux individuels avec nos taux d'ambiance. Dans les schémas qui suivent, on met en évidence de façon nette que les taux individuels de particules alvéolaires sont supérieurs aux taux d'ambiance, et ce surtout pendant la période estivale. Ceci s'explique de façon intuitive par le fait que les dosages d'ambiance effectués place Victor Hugo n'étaient pas situés à proximité des voies de circulation, mais toujours un peu en retrait. Alors que les prélèvements individuels qui sont placés sur des sujets mobiles se trouvent souvent dans des situations où le capteur est situé à proximité directe des échappements des véhicules. Avec en particulier, la station debout au niveau des passages protégés quand le feu tricolore est vert avec le captage facilité des particules des émissions diesel des bus urbains. Il y a peu d'études du même type que la nôtre dans la littérature. Cependant en Ecosse en novembre 1994 l'équipe de Watt a réalisé des mesures individuelles de PM10, et trouve aussi des valeurs de prélèvements individuels supérieures aux valeurs d'ambiance ($123 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les prélèvements individuels, contre $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les prélèvements d'ambiance) [Watt, 1995]. Comme pour notre étude, la significativité de ces résultats est à interpréter avec précaution car le nombre de sujets appareillés était faible (16 personnes).

De plus, il ne faut pas oublier qu'il peut exister des facteurs de pollution surajoutés comme la fumée de cigarette. Et probablement qu'une proportion des particules que nous avons dosée est due aux fumées de cigarette présentes dans la salle de repos. En effet, les agents de police ne fument pas dans la rue pendant leur service mais ils peuvent fumer dans leur local aux moments des pauses du matin et de l'après-midi. Pendant ce temps (30 minutes par jour environ), la contamination de l'ensemble des filtres de prélèvements par les fumées de tabac est donc possible.

A ce propos, une étude américaine à plus grande échelle ($n=178$) a mis en évidence une différence significative entre les taux individuels de particules chez des non fumeurs (PM10 et 2.5) et ceux mesurés à des postes fixes [Clayton and al., 1993]. Ceci confirmerait donc quand même l'orientation de nos résultats.

D'autre part, nous avons trouvé une différence significative ($p<0.03$) entre les taux individuels de particules que nous avons mesurés pendant la campagne d'été ($60.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n=10$) et ceux que nous avons mesurés pendant la campagne d'hiver ($122.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $n=2$). C'est ce qui est retrouvé dans une étude faite à Rome en 1991 où les taux de PM10 mesurés en hiver ($159.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont plus élevés que ceux mesurés au printemps ($129.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Crebelli et al., 1995]. Ceci est conforme aux connaissances théoriques sur la pollution particulaire qui est classiquement plus élevée pendant la saison froide.

En effet pendant l'hiver, les sources d'émissions particulières sont plus nombreuses (trafic automobile, chauffage urbain) et les conditions météorologiques sont favorables à l'accumulation des particules (à Grenoble en particulier avec la possibilité de formation de couvercle d'inversion thermique). Malheureusement, il existe peu d'études qui confirment nos résultats et étant donné le peu de puissance de notre analyse statistique (taille réduite de l'échantillon, écart-type quasiment égal aux valeurs, intervalle de confiance très large), il ne faut pas tirer de conclusions hâtives quant à l'exposition aux particules en hiver. De nombreux facteurs influent sur les résultats, et en particulier le facteur météorologique. C'est ce que l'on observe dans l'étude hollandaise de Van Wijnen qui a mesuré les PM10 en hiver et au printemps. Les taux mesurés au printemps étaient plus élevés que ceux mesurés en hiver du fait des mauvaises conditions météorologiques hivernales qui associaient du vent et de la pluie (14 à 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver et 120 à 139 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au printemps) [Van Wijnen et al., 1995].

Pour conclure, les niveaux individuels de particules alvéolaires que nous avons mesurés sont supérieurs à ceux mesurés à postes fixes, sans qu'il y ait de différence statistiquement significative. Ceci s'explique par le fait que les capteurs individuels sont situés à proximité directe de la chaussée.

De plus, ces taux de particules sont plus élevés en hiver qu'en été. C'est ce qui est retrouvé normalement dans l'atmosphère urbaine. En effet, en hiver, les sources d'émission des particules sont plus nombreuses et les conditions météorologiques anticyclonique hivernales favorisent la stagnation des polluants.

Cependant, il nous faut rester prudent par rapport à ces conclusions car le facteur tabac n'est pas quantifié pour les prélèvements individuels et le nombre de prélèvements effectués est faible. Il ne permet pas une analyse statistique très puissante et fiable.

III - 1 - b - 2 Le plomb

En ANNEXES n°13 et 13 bis, nous avons recensé les données de plomb mesurées par l'ASCOPARG.

Dans un premier temps, on remarque que les valeurs trouvées au mois de juin et au mois de janvier boulevard du maréchal Foch sont trois fois supérieures à celles trouvées boulevard Gambetta (300 contre 100 ng/m^3). Cette différence s'explique par la différence de trafic automobile. En effet, ce dernier est nettement plus dense boulevard du maréchal Foch.

Par rapport à nos taux, ce sont les valeurs mesurées boulevard Gambetta qui sont les plus proches, et ceci surtout pour les prélèvements d'ambiance.

D'autre part, les valeurs mesurées par l'ASCOPARG au mois de janvier sont supérieures à celles trouvées au mois de juin. On observe en plus, une augmentation progressive des taux au mois de janvier, ceci parallèlement à l'installation du couvercle d'inversion thermique sur l'agglomération grenobloise. Pour nos valeurs, c'est la même chose : les concentrations du mois de janvier augmentent progressivement pendant la semaine de prélèvement.

Nos résultats sont donc comparables à ceux trouvés par l'ASCOPARG au niveau du boulevard Gambetta. Ils représentent donc bien les taux de plomb d'une zone urbaine à trafic modéré.

Sur l'ensemble de notre étude nous avons trouvé des niveaux moyens de plomb compris entre 124 et 290 ng/m³. Ces valeurs correspondent à ce qui a été trouvé en 1994 au Danemark (250 ng/m³), ou encore en Italie en 1992 (341 ng/m³) [Nielsen et al., 1995 ; Perdelli et al., 1994]. Par contre, ces valeurs sont inférieures à celles anciennement obtenues dans différents pays : en 1987 et 1989 à Paris elles étaient comprises respectivement entre 470 et 580 ng/m³ et 300 et 2017 ng/m³ [Person et al., 1988 ; Diebolg, 1992], et en 1987 les taux de plomb recensés par la WHO allaient de 500 à 3000 ng/m³ [Air quality guideline for Europe, 1987]. Ceci nous amène à dire que les taux de plomb sont actuellement moins élevés, ce qui est le résultat de la réglementation européenne de 1989 interdisant l'utilisation des carburants avec des additifs au plomb. Alors que Grenoble était montrée du doigt il y a quelques années du fait de ses teneurs atmosphériques élevées, les valeurs mesurées maintenant sont tout à fait modestes. L'exposition atmosphérique des habitants et, par conséquent de nos agents, est donc faible.

A propos des prélèvements que nous avons faits lors de notre étude, les mesures individuelles (151.4 et 145.8 ng/m³) sont supérieures à celles d'ambiance (128 et 124 ng/m³) en été, mais cette différence n'est pas significative. En hiver, elles sont quasiment égales (260 à 290 ng/m³ pour les taux individuels et 200 à 290 ng/m³ pour les taux d'ambiance). N'ayant pas recensé d'études comparant des prélèvements individuels avec des prélèvements à postes fixes pour le plomb et compte tenu du faible nombre de nos résultats, nous ne pouvons exploiter nos données en ce qui concerne l'exposition individuelle par rapport à l'exposition d'ambiance.

De plus, l'ensemble des valeurs obtenues au mois de juin est significativement ($p < 0.02$) plus élevé que celles obtenues en janvier avec des écart-types plus faibles que pour les particules mais il comporte des intervalles de confiance toujours aussi larges.

Ce résultat confirme les connaissances théoriques sur la pollution atmosphérique, plaidant pour des taux de polluants particulaires plus élevés en hiver. C'est d'ailleurs ce que retrouvent Van Wijnen qui comparait en 1990 les taux mesurés en été (compris entre 580 et 1030 ng/m³) qui étaient moins élevés que ceux du printemps, saison plus proche de l'hiver (compris entre 520 et 1620 ng/m³). A Paris en 1987, les taux trouvés à l'automne (470 ng/m³) étaient aussi plus faibles que ceux de l'hiver 1988 (580 ng/m³) [Person A et al., 1988]. Ces deux dernières études nous permettent d'appuyer la tendance mise en évidence dans notre travail sans oublier les limites statistiques et environnementales pré-citées dans le paragraphe sur les particules (rôle du tabac ?).

Les taux atmosphériques de plomb à Grenoble sont moins élevés en cette fin de décennie, ce qui est probablement un effet bénéfique de la réglementation européenne de 1989 concernant la réduction du plomb dans les essences. Les taux restent quand même plus hauts en période hivernale pour l'ensemble de nos mesures. La supériorité des taux individuels par rapport aux taux d'ambiance ne peut pas être mise en évidence, mais des données complémentaires sont nécessaires pour évaluer de façon plus précise l'intérêt des mesures de l'exposition individuelle. Cependant, les policiers municipaux semblent être moins exposés qu'auparavant au plomb atmosphérique.

III - 1 - b - 3 Les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

L'ASCOPARG ne mesure pas encore les HAP seuls, mais les hydrocarbures totaux qui regroupent les HAP et aussi les HAM (ou hydrocarbures aromatiques monocycliques) (ANNEXE n°14). Les taux trouvés sont donc très élevés : 1200 à 2000 µg/m³ au mois de janvier 1997 ! Ils ne sont donc pas du tout comparables aux valeurs d'HAP individualisés que nous mesurons qui sont 10⁻⁶ fois moins élevées !

Dans la littérature, les taux d'HAP ne sont pas si hauts. Depuis les années 1970, ils sont de l'ordre de 1 ng/m³ aux Etats-Unis et compris entre 1 et 20 ng/m³ en Europe. Ils ont progressivement diminué ces dernières décennies du fait des réglementations mises en place pour les échappements des véhicules, les fumées des industries et de la baisse importante de l'utilisation du charbon de bois [Menichini, 1992]. Des études Danoises récentes (1990 et 1993) ont trouvé des taux compris entre 7.5 et 46.6 ng/m³ [Van Wijnen et al., 1995 ; Nielsen et al., 1995]. Cela correspond aux valeurs moyennes que nous trouvons

pour les HAP totaux : entre 2.1 et 74 ng/m³ sur l'ensemble de l'étude. Les taux d'HAP totaux mesurés à Grenoble sont donc semblables à ceux mesurés en d'autres villes européennes. D'après Koutsandreas, les HAP majoritairement retrouvés dans l'environnement urbain sont le fluoranthène, le pyrène, le coronène pour les échappements automobiles diesel et essence, et le benzo(a)anthracène, le fluoranthène, le chrysène et le phénanthrène pour le chauffage domestique [Koutsandreas et al., 1983]. L'étude danoise de Nielsen précédemment citée retrouvait à peu près les mêmes profils d'HAP en milieu urbain. A savoir, les composés majoritaires étaient les benzo(g,h,i) pérylène, les benzo(b,j,k) pérylène, le chrysène, le pyrène, le coronène, le benzo(a)anthracène et le fluoranthène [Nielsen et al., 1995]. A Paris, Person dosaient en 1987 de façon majoritaire les pyrène, fluoranthène, benzo(b)fluoranthène et benzo(g,h,i) pérylène [Person et al., 1988]. Aux vues de ces trois études, les HAP qui semblent le mieux représenter la pollution urbaine sont le fluoranthène, le pyrène, le benzo(g,h,i) pérylène et le benzo(a)anthracène. Ils correspondent à ceux pour lesquels nous obtenons les pourcentages les plus élevés. Les HAP mesurés à Grenoble sont bien représentatifs d'une pollution urbaine, dont les sources sont les échappements automobiles et la combustion du fuel.

Beaucoup d'auteurs insistent sur le fait que les taux d'HAP sont plus élevés en hiver du fait de l'utilisation plus importante du chauffage domestique, des conditions météorologiques hivernales avec dans certaines régions les inversions de température, sans oublier la fermeture temporaire des industries en été [Menichini , 1992]. Nous n'avons pas trouvé d'études spécifiques comparant des taux mesurés en hiver avec d'autres mesurés en été. Mais les taux mesurés au Danemark en hiver par l'équipe de Nielsen sont plus élevés que ceux mesurés dans le même pays pendant la saison chaude par Van Wijnen à un an d'intervalle (46.6 ng/m³ contre 7.5 à 24.7 ng/m³) [Nielsen et al., 1995 ; Van Wijnen et al., 1995]. A Paris en 1987 et 1988, les taux moyens des mois d'hiver étaient de 88.6 ng/m³, alors que ceux de la fin d'été et de l'automne étaient de 21.5 ng/m³ [Person A et al., 1988]. Dans notre étude, nous retrouvons effectivement des taux d'HAP totaux significativement ($p < 0.02$) plus élevés en hiver. C'est une tendance de nos résultats qui est très intéressante, mais qu'il faut interpréter avec prudence du fait des limites statistiques inhérentes à notre étude (écarts-types des différentes valeurs élevés, et intervalles de confiance larges).

Enfin, nous avons comparé les taux individuels des policiers municipaux avec les taux mesurés à poste fixe place Victor-Hugo. Les prélèvements individuels d'HAP totaux étaient plus élevés (mais de façon non significative) que ceux d'ambiance au mois de juin 1996 ,ce qui n'est pas vérifié au mois de janvier 1997. Et compte tenu de l'absence de données bibliographiques et des facteurs d'incertitude statistiques inhérents à notre travail, nous ne

pouvons donc en tirer de conclusion définitive quant à la comparaison des valeurs des prélèvements individuels des policiers municipaux de Grenoble par rapport aux prélèvements d'ambiance réalisés en parallèle.

La pollution atmosphérique due aux HAP à Grenoble est identique à celle observée dans d'autres villes d'Europe. Elle prédomine en hiver. Les HAP retrouvés en plus grande quantité sont ceux représentatifs de la pollution urbaine (fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène et benzo(g,h,i)pérylène). En ce qui concerne l'exposition individuelle des policiers, elle semble être supérieure aux taux mesurés en ambiance mais il est difficile de conclure avec nos seules données.

III - 1 - b - 4 Les Aldéhydes

L'ASCOPARG ne fait pas encore de dosages d'aldéhydes. Par contre, elle mesure l'ozone qui est le photoxydant principal de l'environnement urbain et qui avec les aldéhydes participe à la formation du "smog" au dessus des grandes agglomérations en été (ANNEXE n°15). Il permet de dégager une tendance pour la pollution photochimique, et donc d'imaginer un ordre de grandeur pour les taux d'aldéhydes.

Les aldéhydes les plus représentatifs de la pollution urbaine sont le formaldéhyde, puis l'acétaldéhyde et l'acroléine. Leur répartition quantitative va par ordre décroissant du formaldéhyde, à l'acétaldéhyde puis à l'acroléine. C'est cette répartition que nous retrouvons dans notre étude. Nous distinguons en plus le propionaldéhyde qui au niveau quantitatif se situe entre l'acétaldéhyde et l'acroléine. Or le propionaldéhyde est produit essentiellement par la combustion du bois, du fuel, de l'essence et du polyéthylène. C'est donc un aldéhyde dont les taux atmosphériques sont généralement élevés en site urbain, en particulier près des incinérateurs de déchets urbains [HSDB, 1997]. Il est donc lui aussi représentatif de la pollution urbaine.

Pour le formaldéhyde, nous avons trouvé des taux moyens allant de 8.3 à 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'ensemble de l'étude. Ceux retrouvés en Europe sont compris entre 5 et 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et à Paris l'équipe de Person mesurait des taux de 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Air quality guideline for Europe, 1987 ; Person et al, 1988]. Nos valeurs sont donc légèrement supérieures.

Pour l'acétaldéhyde, nous avons obtenu des valeurs moyennes comprises entre 4.4 et 24.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Elles sont là encore plus élevées que celles mesurées à Paris qui étaient de 3.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Person et al, 1988].

Enfin, les valeurs mesurées pour l'acroléine sont très faibles ($< 0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mais tout de même légèrement supérieures à celles mesurées en Europe ($0.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [WHO, 1992]. Les taux d'aldéhydes mesurés dans le centre ville de Grenoble, ville d'importance moyenne, sont donc assez élevés quelles que soient les saisons considérées.

Ainsi, lors de la comparaison des taux d'été avec ceux d'hiver, la différence statistique calculée est très significative ($p < 0.009$) pour les trois polluants dosés avec pour chaque valeur des écart-types faibles et des intervalles de confiance étroits. Pour ces polluants, l'analyse statistique semble donc être plus sûre. Mais, ce sont les taux mesurés en hiver qui sont les plus élevés (pour le formaldéhyde 22.5 contre $14.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette constatation n'est pas conforme aux théories de la chimie atmosphérique qui voudraient que les taux de polluants photochimiques soient plus élevés en été, du fait de la production accrue d'aldéhydes secondaires (formés à partir d'autres polluants grâce aux rayonnements lumineux). Nous n'avons pas trouvé d'études dans la littérature confirmant ou infirmant ces résultats. En effet, à Paris, Person avait trouvé des taux identiques en hiver et à la fin de l'été (13 contre $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Person et al, 1987]. Il est possible que la supériorité de nos taux au mois de janvier soit due aux conditions météorologiques, un couvercle d'inversion thermique s'étant formé pendant cette période. Comme nous l'avons déjà vu, c'est le genre de situation qui favorise la stagnation des polluants aux points d'émission, qui sont en ville principalement les véhicules. C'est une explication possible mais qui n'est pas confortée par l'ascension de nos taux au mois de janvier (21 , 28 , puis $18.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les taux individuels, et 17.6 , 15 , 16.7 , et $17.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les taux d'ambiance). On peut imaginer une autre explication à nos taux, mais plus hasardeuse. Pendant la campagne d'hiver, il a fait très froid. Les policiers ont peut-être passé alors plus de temps dans leur local pendant leur temps de pause. L'influence des fumées de tabac a donc pu jouer un rôle en augmentant les taux des prélèvements du mois de janvier. Il ne faut pas oublier que la fumée de tabac est très riche en composés organiques volatils, et en aldéhydes en particulier. Ainsi, les taux d'aldéhydes sont souvent supérieurs à l'intérieur des bâtiments. Il aurait été intéressant de faire des prélèvements d'aldéhydes dans cette salle de repos, qui nous aurait permis d'évaluer de façon précise la part des valeurs obtenues qui revient au tabac. Nous n'avons pu le réaliser pour des problèmes techniques. Ou encore, une dernière explication peut être que la production d'aldéhydes primaires (directement émis par les véhicules) est toujours supérieure à celle d'aldéhydes secondaires (produits par photochimie). C'est ainsi que même en été les valeurs sont surtout dépendantes de la quantité d'aldéhydes émis.

De plus, au mois de juin on observe une différence significative entre les taux des prélèvements individuels par rapport à ceux d'ambiance pour le formaldéhyde et

l'acétaldéhyde, et pas pour l'acroléine. Par contre au mois de janvier, cette différence significative n'existe pas. Cette exposition individuelle excessive des policiers au mois de juin aux aldéhydes étant probablement due à la pollution atmosphérique mais aussi aux fumées de cigarette quand ils se trouvent à l'intérieur des locaux. Quant aux taux d'ambiance, ils représentent aussi sûrement pour une part les aldéhydes atmosphériques mais aussi ceux libérés par le commerce de frites situé à côté de nos capteurs place Victor Hugo.

Pour conclure, la pollution due aux aldéhydes à Grenoble atteint des niveaux assez élevés par rapport aux taux européens, avec des taux plus élevés en hiver. Par contre, l'exposition individuelle des policiers est supérieure, surtout pour le formaldéhyde et l'acétaldéhyde, en été et ce de façon significative.

Pour ces polluants particuliers, le tabac et l'environnement immédiat sont à prendre en considération car il peuvent surestimer les taux obtenus.

III- 1 - b - 5 Les Hydrocarbures aromatiques monocycliques ou BTX

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe traitant des HAP, les mesures faites par l'ASCOPARG sont celles des hydrocarbures totaux. Il n'est donc pas possible de se servir de ces valeurs comme référence pour évaluer nos résultats de BTX.

Par contre, la World Health Organisation a recensé les taux de benzène et de toluène trouvés dans les grandes villes européennes. Pour le benzène les taux mesurés sont compris entre 3 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et pour le toluène ils vont de 0.5 à 1031 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une valeur de fond égale à 0.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Air quality guideline for Europe, 1987]. Nos résultats moyens de benzène sont comparables à ces taux puisque situés dans une fourchette allant de 8.6 à 30.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il en est de même pour le toluène, puisque nos valeurs moyennes sont comprises entre 22 et 120.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. La WHO n'a pas édité de valeurs pour les xylènes, par contre elle indique que la répartition quantitative des BTX dans l'environnement se fait par ordre décroissant du toluène au benzène. C'est bien ce que nous trouvons dans nos résultats avec les taux de toluène supérieurs à ceux des xylènes (18.6 à 89.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), eux-mêmes supérieurs à ceux du benzène.

Dans la littérature, de nombreuses études ont été faites pour mesurer les BTX «environnementaux». C'est ainsi que à Paris en 1987-1988, les taux moyens de benzène avoisinaient 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ceux de toluène 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et ceux de xylènes de 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Person, 1988]. En 1990 une étude danoise a trouvé des taux de benzène compris entre 8 et 23

$\mu\text{g}/\text{m}^3$, des taux de toluène entre 12 et $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et des taux de xylènes entre 8 et $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Van Wijnen et al., 1995]. En 1993, dans la région de New-York, les valeurs moyennes de benzène étaient de $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$, toluène de $229 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et xylènes de $221 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Mannino et al., 1995]. En 1993 à Paris, le réseau de surveillance de la qualité de l'air (AIR-PARIF) a trouvé des taux de BTX allant de 14 à $32.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène, de 50 à $104 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le toluène et de 36 à $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les xylènes [Coursimault et al., 1995]. Et à Angers en 1994, les taux mesurés par l'équipe de Davy, ont trouvé des taux de benzène compris entre 4 et $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de toluène entre 4 et $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et xylènes entre 18 et $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Davy et al.; 1995]. La comparaison de nos résultats avec l'ensemble de ces taux nous montre que la pollution par les BTX à Grenoble est équivalente à celle que l'on peut rencontrer à Paris, ou à Angers. Elle est bien représentative des niveaux que l'on peut trouver dans une ville française de grande ou moyenne importance.

En comparant maintenant les taux que nous avons obtenus en hiver avec ceux obtenus en été. Il existe une différence statistiquement significative ($p < 0.01$) pour les taux de benzène et de toluène, qui n'est pas trouvée pour les xylènes. Ainsi on a des taux de benzène et de toluène qui sont supérieurs en hiver, ce qui encore une fois ne va pas dans le sens des connaissances de la chimie de l'atmosphère. Mais dans la littérature, on n'observe pas ce phénomène. En effet, dans l'étude de Person faite à Paris, on n'observe pas de différence de taux quelque soit la saison des prélèvements (pour le benzène $9.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver contre $9.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'automne, pour le toluène $19.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver contre $23.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'automne) [Person et al., 1988]. Van Wijnen obtient aussi des résultats équivalents quelle que soit la saison (pour exemple, les taux de benzène sont égaux à $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en janvier et en mai, et ceux de toluène sont de $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en janvier et $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en mai) [Van Wijnen et al., 1995]. Les taux obtenus par Coursimault à Paris en novembre 93 par rapport à ceux obtenus par Davy à Angers en mai 94 ne diffèrent pas beaucoup non plus (respectivement, pour le benzène 32.5 contre $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et pour le toluène 103.9 contre $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [Coursimault et al., 1995 ; Davy et al., 1995]. Comme pour les aldéhydes, on observe une supériorité des taux hivernaux que l'on explique aussi par les conditions climatiques (phénomène d'inversion thermique important au mois de janvier) et par le problème des émissions de BTX dans les fumées de tabac. Il faut en plus toujours garder à l'esprit les limites statistiques de notre étude, l'échantillon considéré étant de petite taille.

Cette restriction est aussi valable lors de la comparaison des prélèvements individuels avec les prélèvements d'ambiance. Au mois de juin, on n'observe pas de différence notable entre les deux types de prélèvements, que ce soit pour le benzène ou le toluène. Par contre au mois de janvier, cette différence est nette, avec des résultats individuels incontestablement

supérieurs à ceux d'ambiance. Nous n'avons pas d'explication scientifique à cette différence, ni de référence bibliographique nous permettant de l'expliquer. Néanmoins, les prélèvements individuels sont peut-être supérieurs car en mesurant l'exposition à la pollution atmosphérique des policiers, ils quantifient aussi les BTX des fumées de cigarette que l'on a dans les locaux.

Les taux de BTX mesurés à Grenoble sont identiques à ceux d'autres villes françaises telles que Paris ou Angers. Ils sont supérieurs pendant la période hivernale, sans que l'on explique bien cette différence. L'exposition individuelle des policiers municipaux est aussi prépondérante en hiver, d'autres facteurs que les environnementaux entrent probablement en jeu.

Les résultats de notre étude sont quels que soient les polluants considérés conformes aux résultats obtenus en Europe et à ceux obtenus en France dans les grandes villes, et à Paris en particulier. Grenoble se situe donc comme une ville polluée d'une façon «raisonnable». Les taux obtenus en hiver sont supérieurs à ceux obtenus en été. Et la majeure partie des prélèvements individuels sont supérieurs à ceux d'ambiance. Toutefois, il faut rester prudent quant à l'interprétation de nos résultats. En effet, le nombre restreint de prélèvements pour chacune des campagnes limite l'étude statistique et sa portée.

III - 2 Les Explorations Respiratoires

III - 2 - a Les spirométries

De façon individuelle pour chacun des agents, on n'observe pas de différence significative pour les différents paramètres spirométriques entre les examens de début de poste et ceux de fin de poste, après une semaine d'exposition à la pollution atmosphérique. De plus, seuls 2 agents baissent leurs performances entre le début et la fin de leur exposition professionnelle à la pollution atmosphérique (agents 17 et 19 qui passent du groupe 3 au groupe 5) (ANNEXES n° 7 et 8).

Cependant, si on considère l'ensemble des examens, on a tout de même une tendance à la baisse des performances du DEP, du VEMS, de la CVF et du D25-75. Même si celle-ci n'est pas significative, elle est tout de même à prendre en compte.

En effet, en temps normal, il existe un effet apprentissage bénéfique, avec une amélioration des performances des sujets lors des examens réalisés en fin de poste. Cet apprentissage n'a pu se faire dans notre étude par manque de temps. La baisse des paramètres est donc réelle. Elle touche surtout le VEMS, qui est un paramètre de dépistage tardif de trouble obstructif. Pour le D25-75, paramètre de dépistage précoce de trouble obstructif, quelques sujets qui diminuent aussi leurs performances.

Il existe donc une tendance à la baisse des performances des spirométries, sans que aucune des variations obtenues ne soient significatives. Pour obtenir un éventuel résultat significatif, compte tenu des faibles niveaux d'exposition, il faudrait probablement faire souffler plus de sujets sur une période de temps plus longue, 4 semaines par exemple, et en s'affranchissant de l'effet apprentissage.

III - 2 - b Les débiométries

Si on compare maintenant, pour chacun des agents, les résultats des débits de pointe, on n'observe pas encore de variation significative entre les périodes de repos et celles de travail.

Il existe tout de même une baisse collective des performances durant les périodes de travail. Celle ci touche un plus grand nombre d'agents quand on compare la moyenne des jours de travail par rapport à la moyenne des jours de repos.

Il se dégage donc une tendance à la baisse des performances obtenues pour le débit de pointe lors d'exposition à la pollution atmosphérique urbaine sur 1 semaine de travail.

Pour confirmer ce résultat, il faudrait, comme pour les spirométries, faire plus d'examens sur une période de temps plus longue.

Ce travail a permis de montrer les difficultés et donc la faisabilité de ce type d'étude avant de proposer une étude plus large ou une stratégie de surveillance des personnes exposées.

III - 3 Stratégie de surveillance

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe précédent, les niveaux d'exposition dans l'environnement par rapport à ceux de l'industrie sont très faibles. Les polluants que nous avons étudié peuvent à des taux élevés entraîner des perturbations sur la santé détectables. Mais ils ne peuvent être mis en cause de façon immédiate lors d'exposition à des taux très

faibles pour des petits échantillons. Cependant, comme nous l'avons vu dans la partie de rappel des connaissances, ces différents polluants représentent un risque pour la santé qui n'est pas négligeable : effets directs comme irritants respiratoires et ORL (particules alvéolaires, aldéhydes) et effets indirects pour ceux qui possèdent un potentiel cancérigène (particules alvéolaires en relation avec les HAP, Formaldéhyde, Benzène) avec en particulier les cancers pulmonaires mais aussi dermatologiques.

Du fait des deux arguments suivants (tendance à la baisse des résultats des explorations respiratoires et risques potentiels pour la santé) il nous semble donc intéressant dans un objectif premier de médecine du travail de continuer à surveiller de façon régulière les populations professionnellement exposées par leur travail à la pollution atmosphérique. Ceci, afin de prévenir au mieux les troubles qu'elles pourraient développer, ou d'empêcher l'aggravation de pathologies déjà existantes. On pense en premier lieu à toutes les pathologies pulmonaires telles que l'asthme ou les bronchites chroniques et les pathologies ORL telles que les rhinites ou conjonctivites. La meilleure des surveillances reste donc encore clinique et spirométrique, avec une EFR à l'embauche puis tous les deux ans. En parallèle, un contrôle des risques semble judicieux : lutte contre le tabagisme actif et passif et une bonne information sur les activités extra-professionnelle à risque (bricolage ...). Les populations à surveiller sont bien sûr les policiers municipaux, les agents du contrôle du stationnement mais aussi les postiers, les agents chargés de la maintenance des équipements publics, et encore les mécaniciens, les pompistes etc ...

Après cette étude, un deuxième objectif est important : c'est l'évaluation des risques chroniques, de cancers en particulier. C'est donc plus dans une optique de santé publique qu'il faudrait agir en mettant en place des études épidémiologiques à très grande échelle (compte tenu des faibles niveaux d'exposition, il faudrait avoir un nombre de sujets très importants pour pouvoir conclure de façon formelle). Tout en sachant qu'il existe de nombreuses difficultés inhérentes à la mise en place et à la réalisation de ce genre d'études.

III - 4 Perspectives

En amont, il nous semble fondamental de contrôler le parc automobile et le trafic automobile. C'est de cette seule façon que la pollution dans les zones urbaines pourra être limitée et grandement diminuée. Ceci passe par une modification des carburants, en essayant de développer le GPL ou bien de trouver d'autres types de carburants moins nocifs. Les véhicules électriques sont certainement une solution d'avenir.

Limiter la circulation dans les centres urbains est aussi un moyen prometteur, mais peu réaliste compte tenu du mode de vie moderne. C'est ce qui a été tenté récemment à La Rochelle une journée du mois de septembre 1997. Sur l'initiative du maire, le centre ville a été interdit aux véhicules polluants, qui devaient rester dans des parkings extérieurs. Seuls les véhicules électriques et les bus (émissions diesels importantes) étaient autorisés. Le résultat a été spectaculaire puisqu'à la mi-journée les taux de SO₂ et de NO₂ étaient de 30 µg/m³ contre 80 à 90 µg/m³ en temps normal.

De plus à partir de la nouvelle loi sur l'air, lors des pics de pollution un système de circulation alterné des véhicules à partir des plaques d'immatriculation se met en place. Au mois de septembre 1997 à Paris, devant le dépassement du seuil de NO₂, le système a été appliqué. Là encore, les résultats ont été très satisfaisants, puisque les taux de polluant ont baissé très rapidement.

C'est donc un ensemble de mesures auxquelles il faut réfléchir de façon globale. Ce peut être le développement des moyens de transport collectifs, en privilégiant les tramways ou autres métro. Mais l'ensemble de ces mesures a un coût financier très important et concerne des lobbies nationaux et/ou internationaux. Une prise de conscience collective de l'ensemble de la population est nécessaire. Les incitations pour utiliser les transports collectifs ne sont pas suffisantes.

Peut-être que la prise de conscience du développement de problèmes de santé nous amènera à prendre de bonnes habitudes, qui permettront de ramener la pollution à un niveau très acceptable.

CONCLUSION

THESE SOUTENUE PAR : Marie-Anne de CASAMAYOR épouse GAUTIER

TITRE : Evaluation de l'exposition professionnelle à la pollution atmosphérique urbaine d'agents de police municipaux.

CONCLUSION

Dans les pays dits "développés", la pollution atmosphérique urbaine est à l'heure actuelle plus due aux gaz d'échappement des véhicules qu'aux émanations industrielles. En effet, ces dernières ont été sévèrement légiférées et de ce fait réduites, alors que le nombre de véhicules n'a fait qu'augmenter. De façon parallèle, la prévalence des pathologies irritatives (broncho-pulmonaires, ORL, ophtalmologiques) n'a cessé de progresser. Des études expérimentales et épidémiologiques ont mis en évidence une relation entre l'exposition à l'ozone, au dioxyde d'azote, aux particules et aux aldéhydes et ces affections irritatives, tout en ayant du mal à bien individualiser les effets propres de chacun des polluants. De plus, certains d'entre eux, comme les particules alvéolaires, les HAP, le benzène ou le formaldéhyde auraient un potentiel cancérigène pour des expositions à de fortes doses. Mais cet effet reste à évaluer pour des doses plus faibles.

Ainsi, en tant que médecins du travail, notre étude a consisté à évaluer l'exposition individuelle de sujets, qui sont de part leur profession, exposés de façon importante à la pollution atmosphérique urbaine. Nous avons fait une évaluation de la fonction respiratoire par des explorations fonctionnelles respiratoires (spirométries et débitmétrics étagées). En parallèle, nous avons réalisé une évaluation toxicologique de l'atmosphère par des prélèvements atmosphériques individuels et d'ambiance de polluants (particules alvéolaires, plomb, hydrocarbures aromatiques polycycliques, aldéhydes, benzène-toluène-xylènes). Les sujets qui ont participé à l'étude étaient 20 agents municipaux de la ville de Grenoble qui travaillent à pied, en centre ville, toute la semaine ouvrable, sept heures par jour. Les prélèvements d'ambiance ont eu lieu sur une place du centre ville de Grenoble. Deux campagnes de prélèvements ont été réalisées : l'une en été au mois de juin 1996 pendant 15 jours, et l'autre en hiver au mois de janvier 1997 pendant une semaine.

Pour les prélèvements métrologiques, les valeurs de toxiques que nous avons trouvés sont faibles par rapport à celles mesurées en milieu professionnel et toujours nettement inférieures aux VME. Cependant, elles sont conformes à celles retrouvées

dans d'autres villes européennes. De plus les niveaux des prélèvements individuels des agents municipaux sont, pour la plupart des polluants dosés, supérieurs à ceux trouvés en ambiance (différence significative pour le formaldéhyde en été, et le benzène en hiver) et à ceux faits par le réseau de surveillance de la pollution Grenoblois (ASCOPARG). Enfin, l'ensemble des valeurs est supérieur pendant la saison froide, et ce de façon significative. En ce qui concerne les explorations fonctionnelles respiratoires, on n'observe pas de variation significative des performances entre le début et la fin de l'exposition des agents municipaux. On peut noter cependant une tendance collective à la baisse des performances qu'il serait intéressant de confirmer.

Nos résultats permettent donc de dégager deux tendances. Premièrement, les prélèvements individuels semblent permettre une meilleure évaluation du niveau d'exposition des sujets à la pollution atmosphérique urbaine. Celui-ci est supérieur à ce que mesurent les réseaux de surveillance. Deuxièmement, la recherche d'effets respiratoires précoces liés à cette exposition est négative, mais le nombre de sujets étudiés est restreint en regard des faibles niveaux d'exposition.

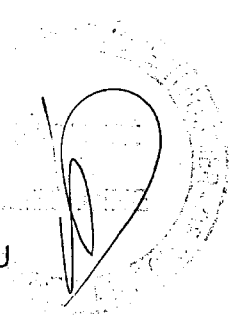
Nous proposons, toutefois, une surveillance de médecine du travail de cette population. Avec un contrôle clinique et spirométrique à l'embauche puis tous les deux ans, voire plus s'il existe des signes d'appel. Cette stratégie pouvant bien sûr s'appliquer à l'ensemble des salariés qui travaillent à l'extérieur, en milieu urbain. Par ailleurs, il serait très intéressant de réaliser des études du même type que la nôtre mais avec un nombre bien plus important de prélèvements, afin de mettre en évidence une relation dose-effet des polluants.

Enfin, d'un point de vue écologique et de santé publique, il faudrait que la pollution atmosphérique urbaine cesse de progresser. Ceci pourra s'obtenir par la modification et la diminution du parc automobile et des carburants. Ce qui implique les gouvernements, les lobbies financiers et la population générale.

VU ET PERMIS D'IMPRIMER

Grenoble, le

LE DOYEN
Pr JL DEBRU



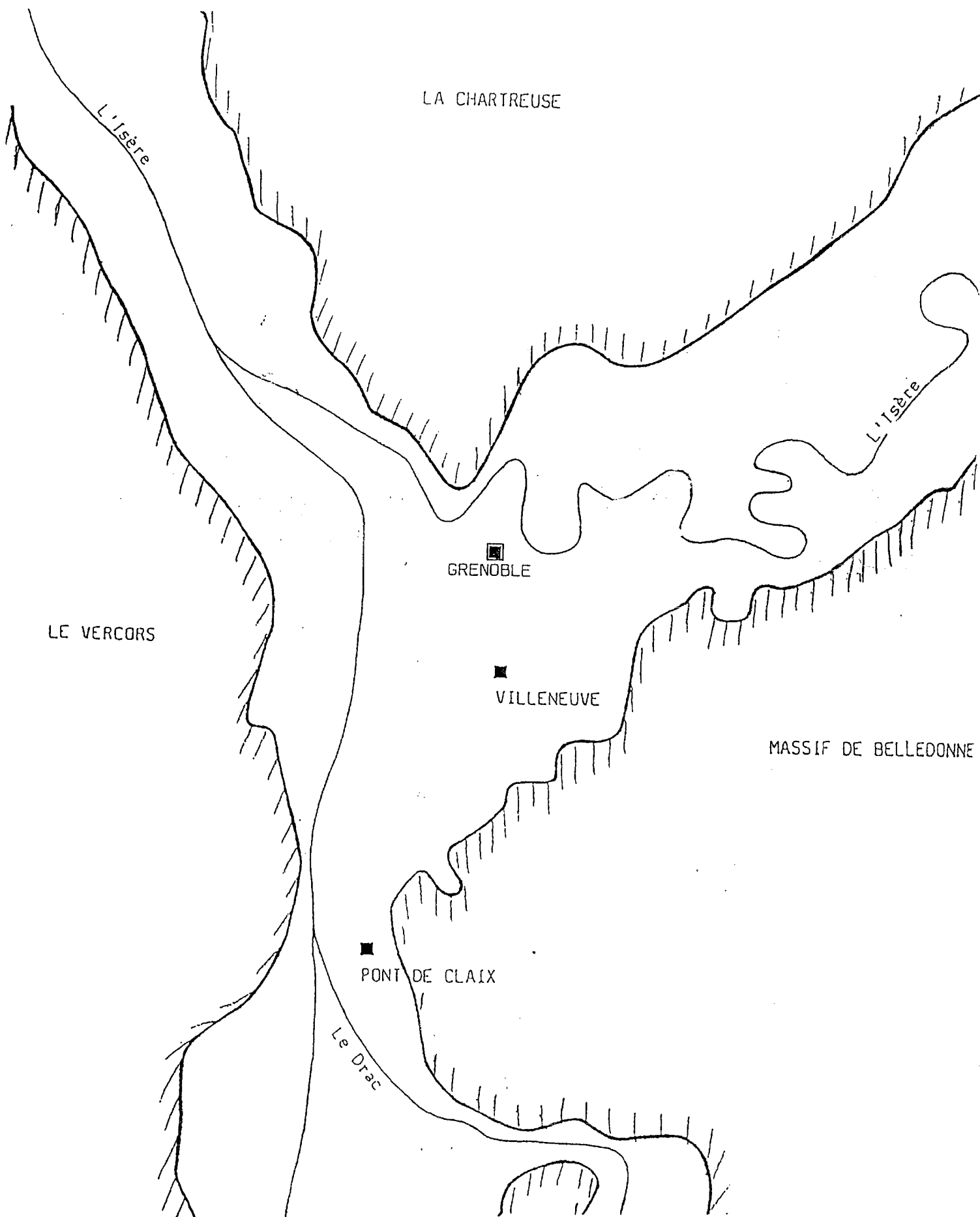
24/10/97

LE PRÉSIDENT DE THESE
Pr JM MALLION

ANNEXES

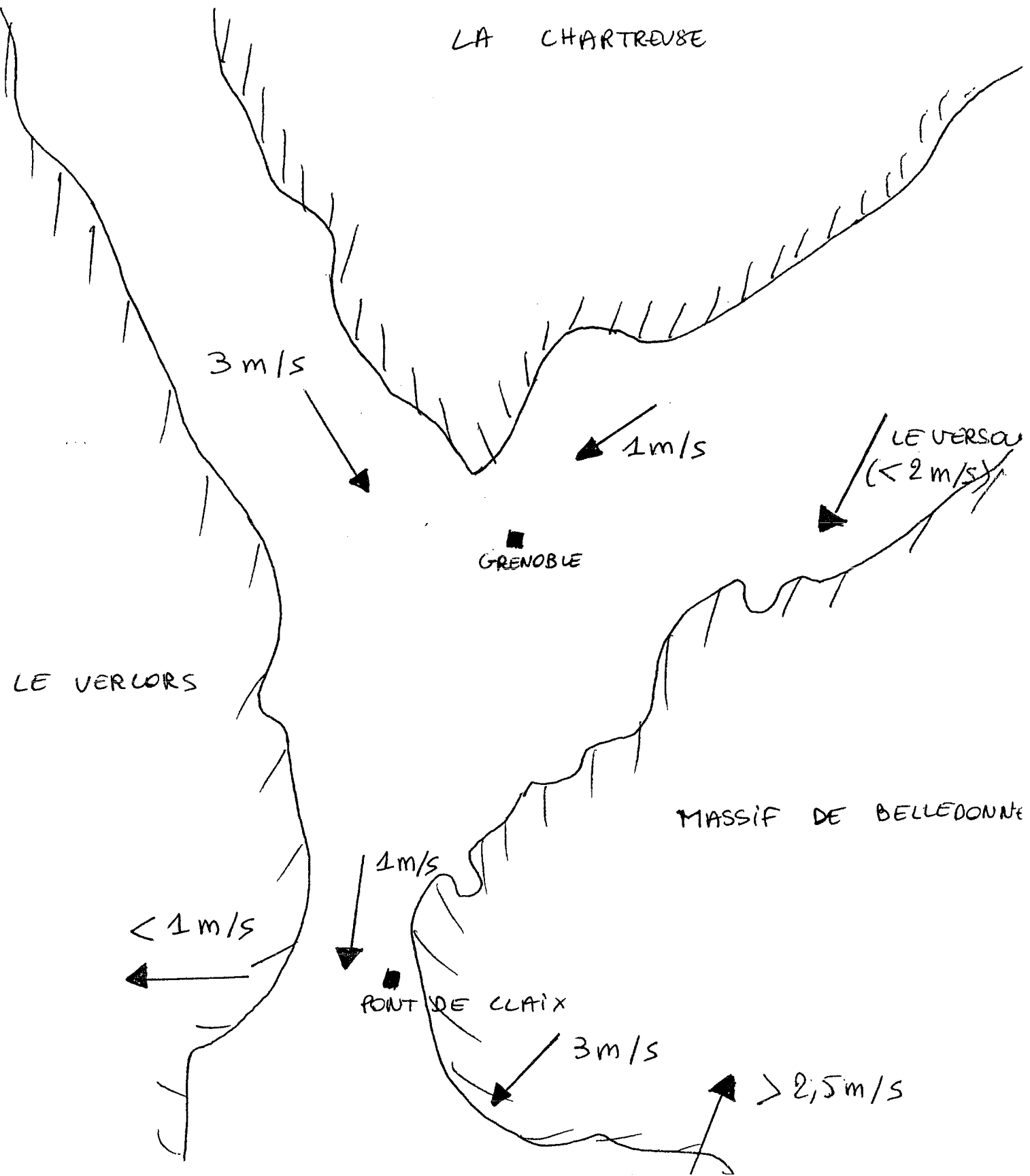
ANNEXE N°1

Situation géographique de Grenoble et de son agglomération



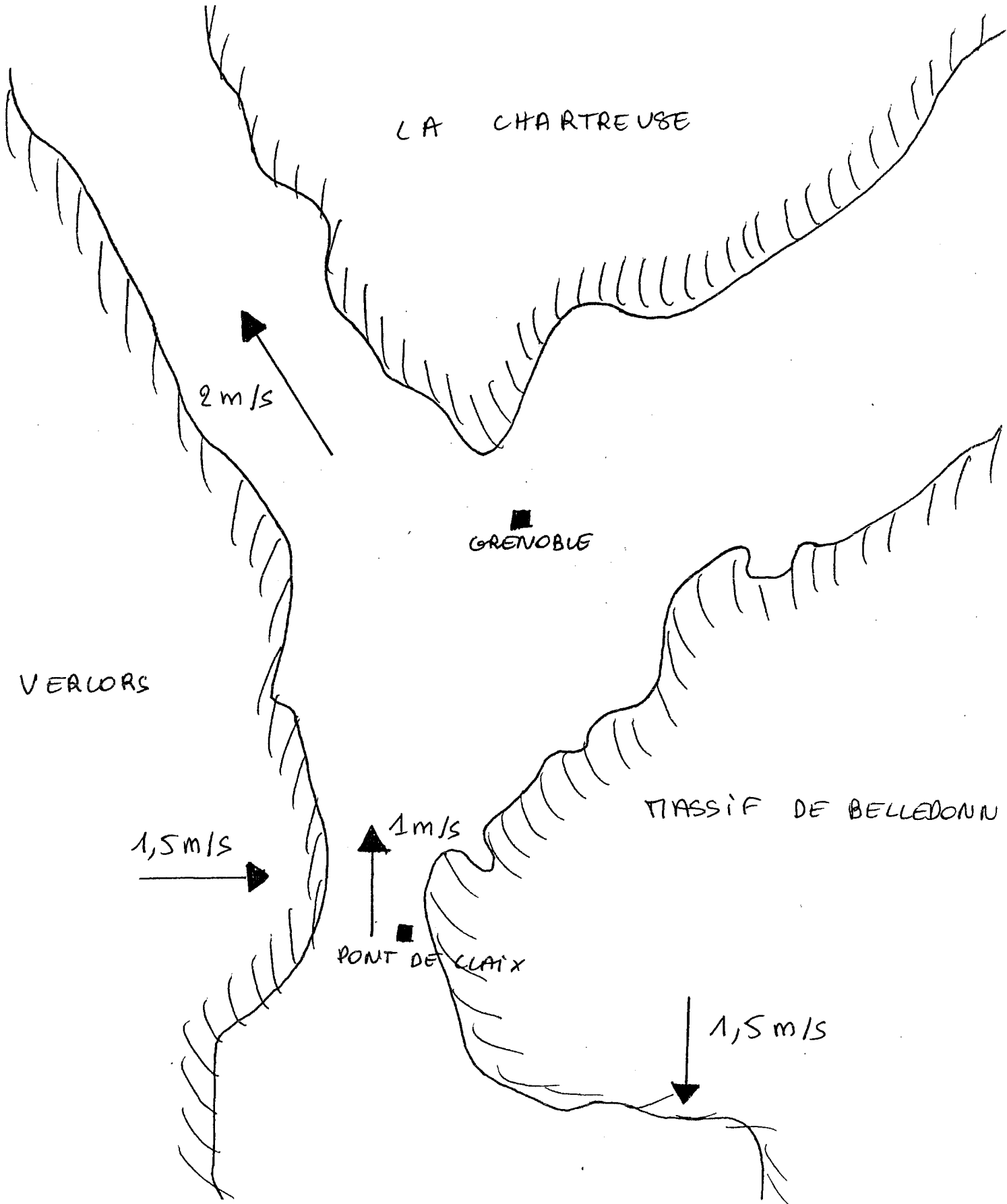
ANNEXE N°2

Les vents dominants de Grenoble et de son agglomération Jour



ANNEXE N°3

Les vents dominants de Grenoble et de son agglomération Nuit



ANNEXE N°4

Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

(Résumé du Code Permanent Environnement et Nuisances, 25^e année, cahier N°1, bulletin 228 du 02/02/97, Ed Législatives)

Deux textes importants relatifs à la qualité de l'air viennent d'être adoptés, une directive communautaire du 27 septembre 1996 et la loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996. Nous les commentons ci-dessous et les reproduisons intégralement.

Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (JO 1^{er} janv. 1997)

Examiné en première lecture le 24 mai 1996 par le Sénat et le 24 juin par l'Assemblée nationale (v. Bull. 222, p. 7102), le projet de loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie a été soumis en deuxième lecture le 24 octobre, au Sénat qui y a apporté des modifications importantes (v. Bull. 226, p. 7110) et le 22 novembre à l'Assemblée nationale qui a rétabli nombre des dispositions antérieures. Il a ensuite été soumis le 4 décembre à une commission mixte paritaire et adopté définitivement le 19 par le Parlement.

Le texte définitif diffère sensiblement du projet initial publié au Bulletin 220, mais il n'y a pas de changement sur le plan structurel, si ce n'est l'ajout d'un titre III *bis* qui vise les mesures d'urgence. De ce fait, le titre IV devient le titre V.

Titre I : Surveillance, information, objectifs de qualité de l'air, seuils d'alerte et valeurs limites.

Titre II : Plan régionaux pour la qualité de l'air.

Titre III : Plans de protection de l'atmosphère.

Titre IV : Mesures d'urgence.

Titre V : Plans de déplacements urbains.

Titre VI : Urbanisme et environnement.

Titre VII : Mesures techniques nationales.

Titre VIII : Dispositions financières et fiscales.

Titre IX : Contrôles et sanctions.

Titre X : Dispositions diverses.

Cette loi comprend 46 articles et prévoit plusieurs décrets d'application dont certains, déjà en cours d'élaboration, devraient paraître en 1997, notamment ceux concernant la surveillance et les plans régionaux de la qualité de l'air.

A noter que le principe énoncé à l'article 1^{er} est confirmé : à chacun est reconnu le droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Ce principe est assorti de l'obligation du concours de l'État, des collectivités territoriales et des personnes privées ainsi que de la définition des conditions de concrétisation de ce droit. Par ailleurs, la définition de la pollution atmosphérique à l'article 2 est plus concise.

TITRE I

SURVEILLANCE, INFORMATION, OBJECTIFS DE QUALITÉ DE L'AIR, SEUILS D'ALERTE ET VALEURS LIMITES

Les dispositions initiales sont pour la plupart maintenues et précisées, voire renforcées par l'ajout de la garantie de l'État apportée dans le cadre de l'exercice du droit à l'information sur la qualité de l'air et ses effets sur la santé et l'environnement, de la fiabilité de l'information et de sa diffusion (art. 4).

L'ADEME se voit confier spécifiquement un rôle moteur dans la surveillance de la qualité de l'air et l'information. Le caractère évolutif des objectifs de qualité de l'air, des seuils d'alerte et des

valeurs limites est confirmé et relié à la réglementation européenne et au progrès de la connaissance médicale et épidémiologique (art. 3).

TITRE II

PLANS RÉGIONAUX POUR LA QUALITÉ DE L'AIR

Le contenu des plans régionaux pour la qualité de l'air est précisé et s'appuie sur un inventaire des émissions polluantes et une évaluation de la qualité de l'air et de ses effets (art. 5). La révision est liée aux objectifs du bilan quinquennal et aux nouvelles données scientifiques et sanitaires (art. 6).

TITRE III

PLAN DE PROTECTION DE L'ATMOSPHÈRE

Le texte définitif prévoit désormais l'évaluation quinquennale des plans de protection de l'atmosphère assortie d'une révision éventuelle (art. 8 V). Le décret en Conseil d'État prévu pour l'application de ce titre est pris après avis du Conseil supérieur des installations classées et du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (art. 11).

TITRE IV

MESURES D'URGENCE

Lorsque les seuils d'alerte sont atteints ou risquent de l'être, le préfet prend des mesures d'urgence pour limiter la pollution (art. 12). La gratuité des transports publics en commun des voyageurs est prévue en cas de restriction ou de suspension de la circulation des véhicules décidée par le préfet dans le cas d'une procédure d'alerte (art. 13). Cette disposition ajoutée par l'Assemblée nationale au projet initial avait été supprimée par le Sénat.

TITRE V

PLANS DE DÉPLACEMENTS URBAINS

La compatibilité des plans de déplacements urbains avec les schémas directeurs et les schémas de secteur définis par le Code de l'urbanisme est maintenue. Ils sont étendus aux périmètres de transports urbains incluant des agglomérations de plus de 100 000 habitants et non plus aux seules agglomérations de plus de 250 000 habitants. En outre, leur élaboration est enfermée dans un délai de deux ans (art. 14).

Les orientations de ces plans visent à la diminution du trafic automobile et privilégient les véhicules peu polluants, ainsi que l'utilisation des transports en commun et du covoiturage (art. 14).

La prééminence de ces plans au regard des décisions prises par les autorités concernant la voirie et la police de la circulation est aussi affirmée dès lors que les autorités de doivent plus simplement prendre en compte les orientations des plans mais rendre leurs décisions « compatibles » avec eux (art. 14).

TITRE VI

URBANISME ET ENVIRONNEMENT

Les dispositions de ce titre sont renforcées par la prise en compte de la santé et des milieux urbains (art. 16, 17, 18). En outre, est rendu obligatoire l'aménagement de pistes cyclables lors de la réalisation ou de la rénovation de voies urbaines (art. 20).

ANNEXE N°4 (suite)

Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

(Résumé du Code Permanent Environnement et Nuisances, 25^e année, cahier N°1, bulletin 228 du 02/02/97, Ed Législatives)

TITRE VII

MESURES TECHNIQUES NATIONALES

Les dispositions de ce titre sont aussi renforcées par rapport au texte initial, notamment par la prise en compte de la démolition des biens immobiliers au niveau de la détermination des spécifications techniques en vue de la réduction de la consommation d'énergie et de la limitation des émissions polluantes (*art. 21*), l'équipement des immeubles d'habitation ou à usage tertiaire de dispositifs d'utilisation alternative d'énergie (*art. 22*), la limitation des émissions de composés organiques volatils dans les stations-service (*art. 22*) et le privilège accordé aux énergies renouvelables dans le cadre de la loi du 15 juillet 1980 relative aux énergies renouvelables (*art. 23*).

Les mesures spécifiques aux véhicules sont également renforcées. Ainsi, l'État, les établissements publics, les exploitants publics, les entreprises nationales, les collectivités territoriales et leurs groupements devront, dans certains cas, utiliser partiellement des véhicules fonctionnant à l'énergie électrique, au gaz de pétrole liquéfié ou au gaz naturel ou, totalement, des véhicules fonctionnant à l'aide de carburants dont le taux d'oxygène a été relevé (*art. 24*).

Ces dispositions prennent en compte des règles contenues dans plusieurs directives ou projets de directives (CO₂, consommation d'énergie, ...).

TITRE VIII

DISPOSITIONS FINANCIÈRES ET FISCALES

C'est essentiellement dans ce titre que l'on trouve des mesures en retrait par rapport au projet initial. Ainsi, est supprimée l'exonération de la vignette et de la taxe sur la carte grise pour les véhicules fonctionnant au moyen de l'énergie électrique, du gaz de pétrole liquéfié ou du gaz naturel véhicules. Mais il convient de noter qu'il ne s'agissait que d'une possibilité d'exonération, pas d'une obligation.

Est supprimé aussi l'amortissement prévu par la modification de l'article 39 AC du Code des impôts pour ces mêmes véhicules (*art. 25 à 28*).

Toutefois, l'amortissement exceptionnel pourra s'appliquer aux cyclomoteurs électriques (*art. 29*).

TITRE IX

CONTRÔLES ET SANCTIONS

Ils vont plutôt dans le sens du renforcement des dispositions du projet.

Notons surtout la nullité des procès-verbaux adressés au procureur plus de cinq jours après leur clôture (*art. 35*), l'aggravation de la peine d'emprisonnement, portée à six mois, en cas d'obstacle aux fonctions des agents chargés du contrôle (*art. 39*), la possibilité pour le juge administratif dans le cadre d'un recours contre un état exécutoire suite à une consignation de déclarer que la décision est applicable dans l'attente du jugement au fond (*art. 38*).

Désormais l'infraction ne peut être constituée que s'il y a une pollution atmosphérique effective (*art. 39*).

TITRE X

DISPOSITIONS DIVERSES

Deux dispositions surtout doivent être signalées : la première qui permet d'éviter le vide juridique, prévoit que les textes d'appli-

tion de la loi du 2 août 1961 demeurent applicables jusqu'à la parution des décrets d'application de la nouvelle loi (*art. 44*) et la deuxième, non spécifique à l'air et à l'utilisation rationnelle de l'énergie, modifie l'article 7 de la loi du 19 juillet 1976 sur les ICPE (*art. 45*), ceci afin d'élargir la compétence du ministre de l'Environnement (v. Bull. 227, p. 6999, n° 118a en rubrique « INSTALLATIONS CLASSÉES »).

Dans l'ensemble, cette loi constitue un instrument dynamique, permettant des interventions à différents niveaux (industries, transports, urbanisme, appareils ménagers, ...), impliquant les autorités publiques, les acteurs économiques et les particuliers.

Telle quelle, la nouvelle loi prend déjà en compte les dispositions d'ensemble de la directive n° 96/62/CE du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant.

La directive du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant

Les objectifs d'ensemble sont les mêmes que ceux indiqués par la loi sur l'air : définition des objectifs de qualité, évaluation de la qualité de l'air ambiant, information, mesures réparatrices, établissement de valeurs limites et de seuils d'alerte (dans ce cadre l'ozone fait l'objet de dispositions spécifiques).

Le caractère évolutif des mesures prévues tient notamment dans la détermination des valeurs limites et des seuils d'alerte en fonction des données les plus récentes dans les domaines épidémiologique et environnemental.

Les États membres peuvent prendre des mesures plus strictes mais doivent en informer la Commission (*art. 4*).

L'évaluation de la qualité de l'air ambiant selon les polluants doit concerner tout le territoire d'un État membre.

A noter, au niveau des mesures à prendre pour les valeurs limites, l'obligation d'adopter une approche intégrée. On retrouve cette idée au niveau des plans et programmes de zone prévus par la directive : « un plan intégré englobant tous les polluants en cause » étant dans ce cadre obligatoire.

L'obligation d'information est à double sens : vers les populations et vers la Commission qui, à son tour, publie un rapport triennal sur la qualité de l'air ambiant dans la Communauté et une liste annuelle des zones et agglomérations où des dépassements de valeurs limites sont constatés. Le rôle donné à un comité composé de représentants des États membres dans la prise de mesures assure à cette directive un caractère dynamique en permettant d'accélérer la procédure en fonction de l'urgence.

Quatre annexes complètent ces dispositions : l'annexe I contient la liste des polluants à prendre en considération dans le cadre de l'évaluation et de la gestion de la qualité de l'air ambiant ; l'annexe II, les facteurs à prendre en compte lors de la fixation des valeurs limites et des seuils d'alerte ; l'annexe III, les critères de choix des polluants ; l'annexe IV, les informations devant figurer dans les programmes locaux, régionaux ou nationaux destinés à améliorer la qualité de l'air ambiant.

Les dispositions des articles 1 à 4 et 12 doivent être mises en vigueur dans les États membres au plus tard 18 mois après son entrée en vigueur, soit le 21 mai 1998 et, pour les autres dispositions, à une date suspendue à l'intervention des mesures prévues à l'article 4, § 5.

Pour que les délais de transcription et de mise en vigueur soient respectés, il faudra que les textes d'application de la loi sur l'air et la rationalisation de l'énergie interviennent rapidement.

ANNEXE N°5

**Conditions météorologiques à Grenoble du 04 au 07 juin
(données ASCOPARG, Pont de Claix)**

	Température °C	Pression atmosphérique hpa	Vitesse du vent (m/s)	Pluie mm
04/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	17.3 23.3 24 22.4	984.4 982	0.1 1.6 1.5	0
05/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	21.2 28.5 29.8 25.5	985.1 982	0 1.1 1	0
06/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	21.9 30.9 31.9 28.1	984.3 981.4	0.3 1.1 0.6	0
07/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	23.2 31.7 26.5	983.5 981.2 980.3 980.8	0.1 2.3 0.1	0

ANNEXE N°5 (Suite)

**Conditions météorologiques à Grenoble du 04 au 07 juin
(données ASCOPARG, Pont de Claix)**

	Température °C	Pression atmosphérique hpa	Vitesse du vent m/s	Pluie mm
11/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	22.2 32 29.7	986.6 982.2	0.1 1.4 2.4	0
12/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	23.2 32.6 27.5	986 983.4	0.1 1.4 2.4	0
13/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	18.1 20.8 22.8	985.4 983.6	2.5 0.3 3.2	0
14/06/96 8h00 12h00 14h00 16h00 18h00	18.9 26.9 24.4	984.5 983.1	1.8 1.5 2.2	0

ANNEXE N°6

**Conditions météorologiques à Grenoble du 13 au 17 janvier
(données ASCOPARG, Pont de Claix)**

	Température °C	Pression atmosphérique hpa	Vitesse du vent m/s	Pluie mn
13/01/97				
8h00	-5.9	982.4	0	0
12h00	2	981.5	0	
14h00	3.7	984.2	0.1	
16h00	0.5	980.5	0	
18h00	-1.6	981	0.5	
14/01/97				
8h00	-6.7	981.8	0	0
12h00	4.5	983	0	
14h00	5.9	982.7	0	
16h00	1.5	981	0	
18h00	-1.5	981.6	0.3	
15/01/97				
8h00	-5.7	982.4	0.2	0
12h00	4.8	983.3	0	
14h00	7.9	982.2	0	
16h00	3.3	980.6	0	
18h00	0.1	981.6	1.3	
16/01/97				
8h00	-5.5	979.3	0.4	0
12h00	6.3	979.4	0	
14h00	8.9	978.6	0.1	
16h00	3.1	977.3	0.3	
18h00	-0.2	977.5	0.7	
17/01/97				
8h00	-4.6	975.9	0	0
12h00	4.2	976.7	0.3	
14h00	3.6	976.1	0	
16h00	2.8	976	0.2	
18h00	0.9	977.1	0	

ANNEXE N°7
Algorithme pour l'interprétation des spirométries

TRACE NORMAL

- Hommes: 1: CVF \geq Norme - 0.92 l
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%
3: DEM25-75/CVF \geq Norme - 27%
- Femmes: 1: CVF \geq Norme - 0.69 l
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%
3: DEM25-75/CVF \geq Norme - 32%

MALADIE DES PETITES VOIES AERIENNES (MVPA)

- Hommes: 1: CVF \geq Norme - 0.92 l
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%
3: DEM25-75/CVF $<$ Norme - 27%
- Femmes: 1: CVF \geq Norme - 0.69
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%
3: DEM25-75 $<$ Norme - 32%

TROUBLE OBSTRUCTIF EXPIRATOIRE (TOE)

- Hommes: 1: CVF \geq Norme - 0.92 l
2: VEMS/CVF $<$ Norme - 10%
- Femmes: 1: CVF \geq Norme - 0.69 l
2: VEMS/CVF $<$ Norme - 10%

TENDANCE RESTRICTIVE

- Hommes: 1: CVF $<$ Norme - 0.92 l
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%
- Femmes: 1: CVF $<$ Norme - 0.69 l
2: VEMS/CVF \geq Norme - 10%

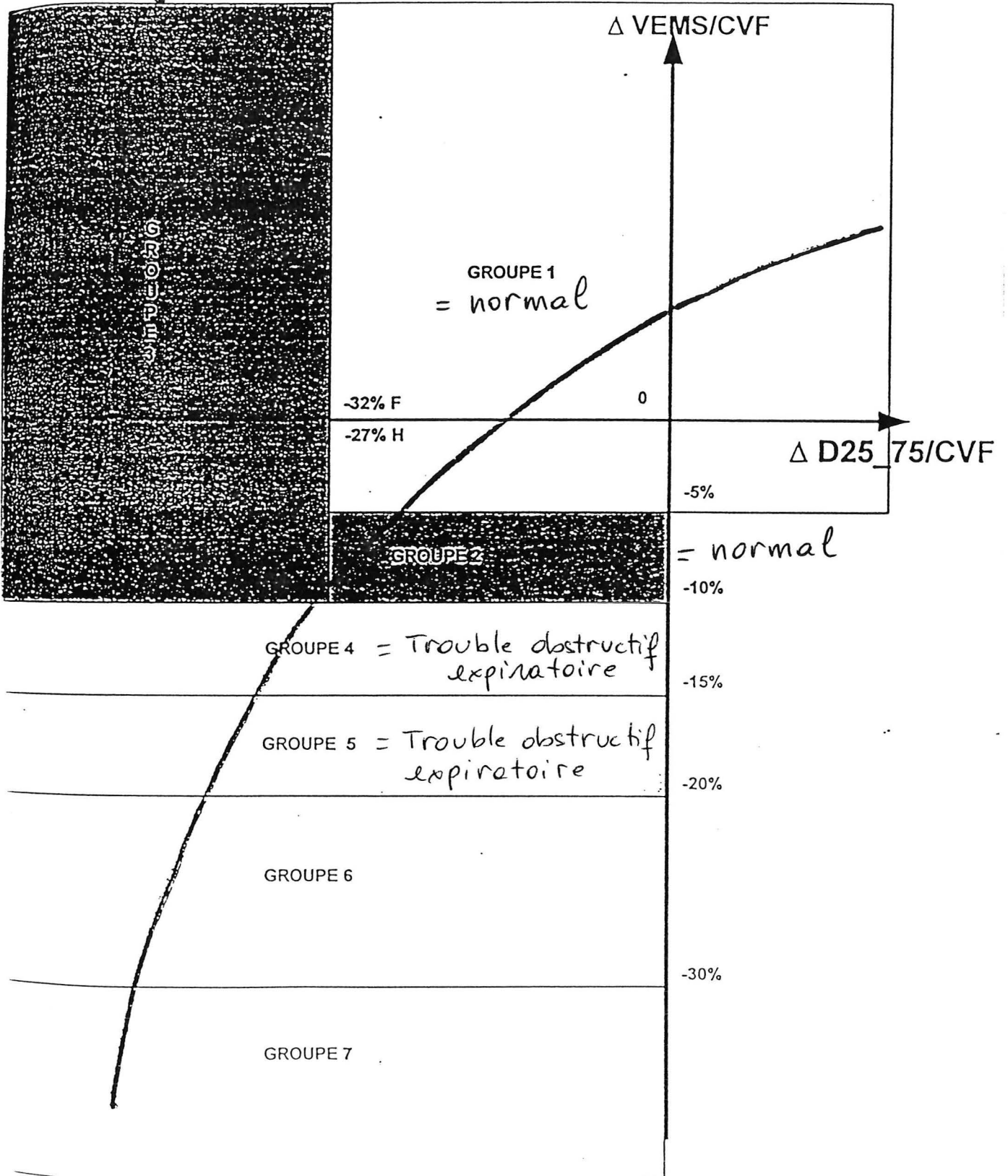
TROUBLE MIXTE

- Hommes: 1: CVF $<$ Norme - 0.92 l
2: VEMS $<$ Norme - 0.84 l
3: VEMS/CVF $<$ Norme - 10%
- Femme: 1: CVF $<$ Norme - 0.69 l
2: VEMS $<$ Norme - 0.82 l
3: VEMS/CVF $<$ Norme - 10%

ANNEXE N°8

INTERPRETATION DU DIAGNOSTIC

maladie des petites voies
↓
aériennes



ANNEXE N°9

Principales valeurs guides WHO (World Health Organisation) et Normes Européennes

	VALEURS GUIDES WHO 1987 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Directives européennes (CEE) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Particules Alvéolaires (fumées noires)	- taux ≤ 500 sur 15 min - taux ≤ 350 sur 1 heure - 125 / 24 h	80/779/CEE du 8/07/80 - Les niveaux journaliers ≤ 250 plus de 7 jours/an. - La moitié des niveaux journaliers ≤ 80 médiane). - La moitié des niveaux journaliers entre le 01/10 et le 31/03 ≤ 130
Plomb	moyenne /an $\leq 0.5-1$	82/884/CEE du 03/12/82 moyenne annuelle ≤ 2
Formaldéhyde	100 par 30 min	
Toluène	8 mg/m^3 par jour	

Valeurs moyennes d'exposition des polluants étudiés

(mg/m^3)	VME
<i>Particules alvéolaires</i>	5
<i>Plomb métal</i>	0,15
<i>Benzène</i>	16
<i>Toluène</i>	375
<i>Xylènes</i>	435
<i>Formaldéhyde</i>	616
<i>Acétaldéhyde</i>	180
<i>Benzo(a)pyrène</i>	Limite recommandée par la CNAM 150 ng/m^3

ANNEXE N°10

Principaux taux atmosphériques des polluants étudiés recensés dans la littérature

	Taux $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Europe [Air quality guideline for Europe, 1987]	Péagiers 1992 [Metge I, 1995]	Paris 1987 [Person A et al., 1988]	Danemark 1990 [Van Wijnen et al., 1995]	Danemark 1992 [Nielsen T et al., 1995]	Paris 1993 [Coursimault A et al., 1995]	ASCOPARG 1993	Ecosse 1994 [Watt M et al., 1995]	Angers 1994 [Davy E, 1995]
Particules	Gravimétrie	50-150			14-139	72-99			7.5-123	
Avéolaires	Fumées noires						45-105			
Plomb		0.5-3	1.64-5.3	0.47-0.58	0.5-1.6	0.25		0.5-3		
HAP (ng/m^3)		1-10	<5	21.5-88.6	7.5-22.2	46.6				
BTX	Benzène	3-160	26.1	9.3-9.6	8-23		14-32			4-37
	Toluène	0.5-1031	54-310	19.8-23.4	32-72		50-104			4-115
	Xylènes		49-282	11.6-12.6	8-46		36-79			18-105
Aldéhydes	Formaldéhyde	5-10	5	8-15.4						
	Acétaldéhyde			3.7						
	Acroléine	0.03 [WHO, 1992]								

BTX : Benzène-Toluène-Xylènes, HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

ANNEXE N°11

DONNEES ASCOPARG

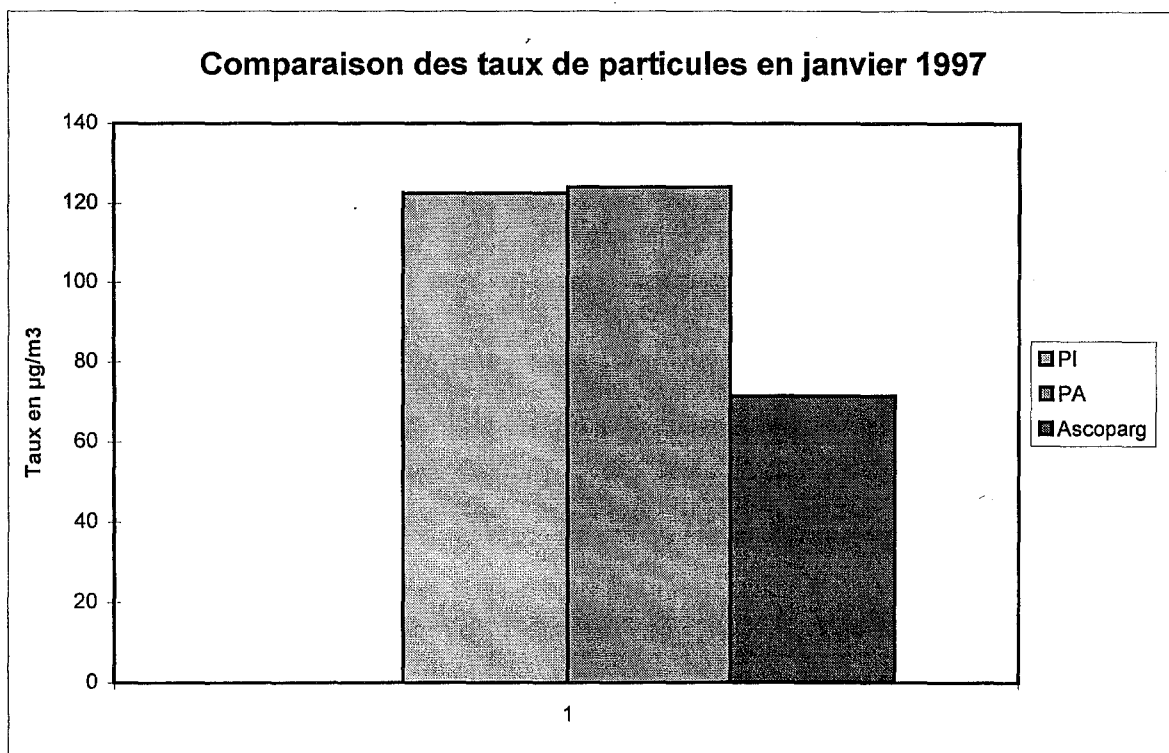
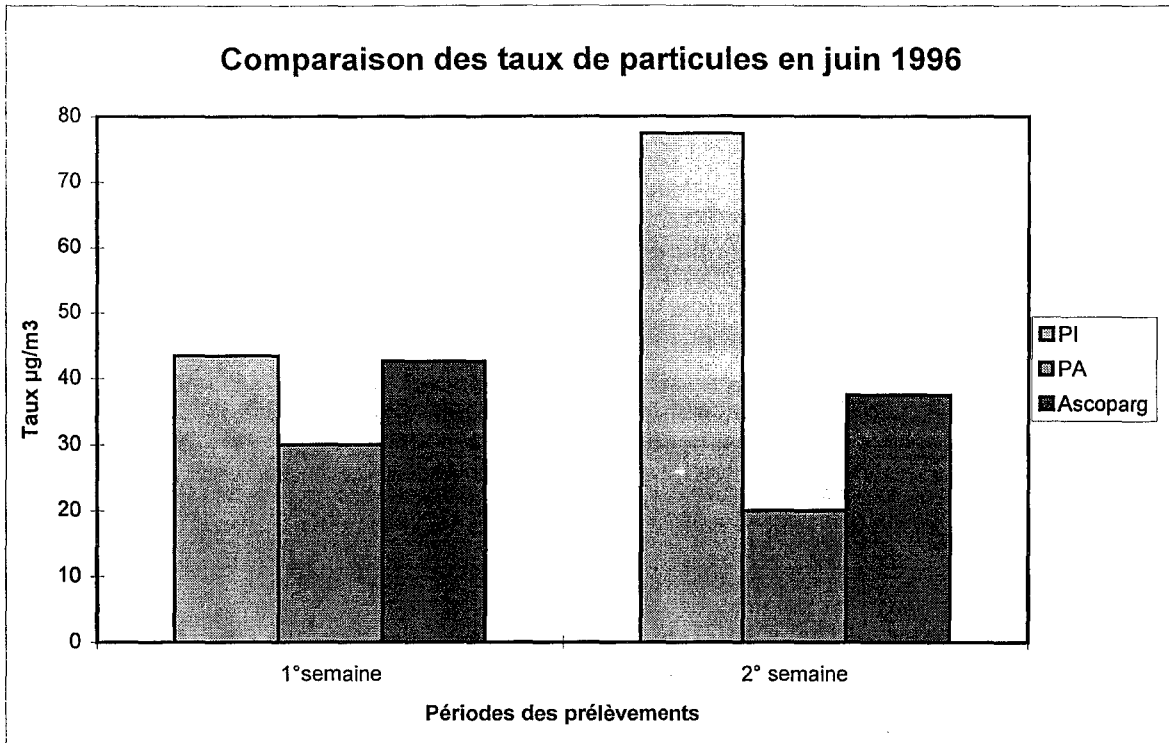
Juin 1996 : Résultats des PM10 boulevard du maréchal Foch (µg/m3)

Horaire de prélèvement	Semaine 1				Semaine 2			
	<i>04/06</i>	<i>05/06</i>	<i>06/06</i>	<i>07/06</i>	<i>11/06</i>	<i>12/06</i>	<i>13/06</i>	<i>14/06</i>
00h00	17	28	28	34	15	34	17	19
06h00	85	49	25	54	19	33	35	77
08h00	57	38	53	45	28	42	36	40
10h00	47	30	40	43	29	60	44	35
13h00	42	30	50	54	38	43	42	39
14h00	42	42	44	58	39	40	45	37
15h00	43	42	44	61	39	46	49	41
18h00	35	47	37	58	42	42	47	44
21h00	26	29	35	43	34	25	26	27
Taux moyens	44	37	40	50	31	41	38	40

Janvier 1997 : Résultats des PM10 boulevard du maréchal Foch (µg/m3)

Horaire	Jours des prélèvements				
	<i>13/01</i>	<i>14/01</i>	<i>15/01</i>	<i>16/01</i>	<i>17/01</i>
00h00	26	52	70	71	76
06h00	20	54	65	63	62
08h00	74	73	105	103	73
10h00	49	56	99	90	69
13h00	48	74	46	44	87
14h00	38	68		61	86
15h00	57	69	72	39	89
18h00	39	119	78	86	173
21h00	62	94	108	66	90
Taux moyens	46	73	80	69	89

ANNEXE N°12



PI = Prélèvements individuels

PA = Prélèvements d'ambiance

ASCOPARG = prélèvements boulevard du maréchal FOCH

ANNEXE N°13

DONNEES ASCOPARG

Jun 1996 : Résultats journaliers du plomb atmosphérique (ng/m3)

Date	Lieux des prélèvements	
	Grenoble Foch	Grenoble Gambetta
<i>1° semaine</i>		
04/06/1996	290	90
05/06/1996	310	120
06/06/1996	310	70
07/06/1996	340	50
<i>2° semaine</i>		
11/06/1996	260	100
12/06/1996	390	90
13/06/1996	\	80
14/06/1996	350	120

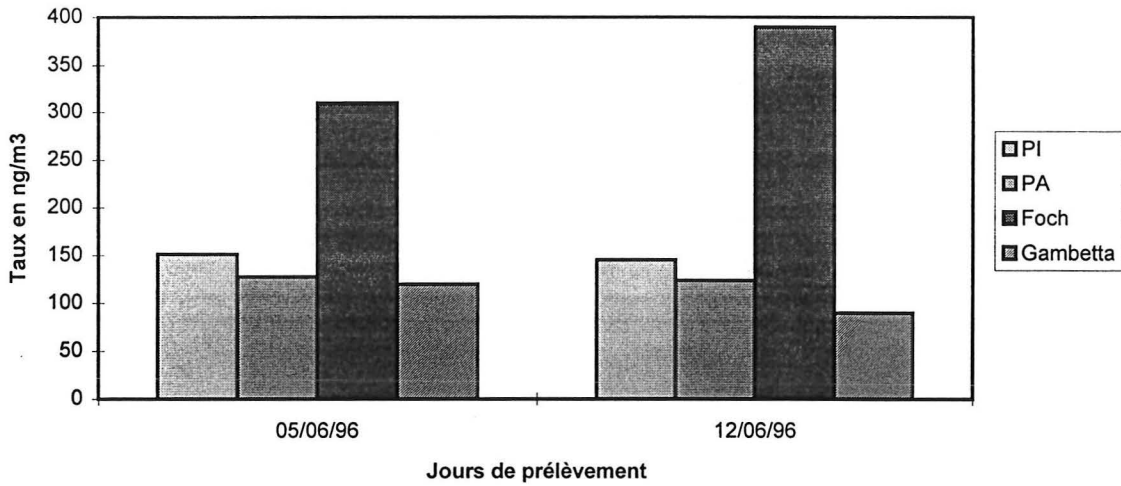
Janvier 1997 : Résultats journaliers du plomb atmosphérique (ng/m3)

Date	Lieux des prélèvements	
	Grenoble Foch	Grenoble Gambetta
13/01/1997	280	180
14/01/1997	530	\
15/01/1997	640	420
16/01/1997	710	410
17/01/1997	660	390

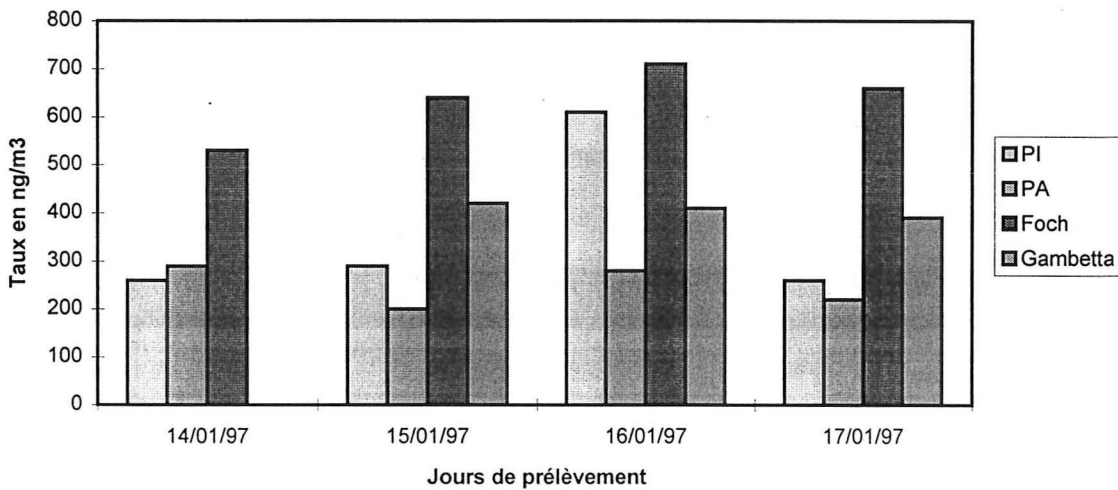
les mesures sont faites pour l'ASCOPARG par l'école des Mines de Douai
(analyse par fluorescence X)

ANNEXE N°13 bis

Comparaison des taux de plomb avec ceux de l'ASCOPARG
(Foch et Gambetta) en juin 1996



Comparaison des taux de plomb avec ceux de l'ASCOPARG
(Foch et Gambetta) au mois de janvier 1997



ANNEXE N°14

DONNEES ASCOPARG

Juin 1996 : Résultats des hydrocarbures totaux quartier Villeneuve (µg/m3)

<i>Horaire de prélèvement</i>	<i>Semaine 1</i>				<i>Semaine 2</i>			
	<i>04/06</i>	<i>05/06</i>	<i>06/06</i>	<i>07/06</i>	<i>11/06</i>	<i>12/06</i>	<i>13/06</i>	<i>14/06</i>
00h00	\	1834	1658	\	976	1481	1470	1818
07h00	1873	1706	1881	\	1187	1786	1873	2037
08h00	1892	1882	1748	\	1108	1587	1868	1962
10h00	1901	1807	\	1113	1541	1460	1784	1885
13h00	1802	1656	\	1048	1447	1372	1843	1789
14h00	1764	1648	\	971	1405	1326	1807	1788
15h00	1686	1520	\	973	1344	1233	1828	1716
18h00	1686	1466	\	891	1225	1273	1663	1646
21h00	1715	1596	\	948	1443	1376	1765	1774
Taux moyens	1790	1679	1762	991	1297	1433	1767	1824

Janvier 1997 : Résultats des hydrocarbures totaux quartier Villeneuve (µg/m3)

<i>Horaire</i>	<i>Jours des prélèvements</i>				
	<i>13/01</i>	<i>14/01</i>	<i>15/01</i>	<i>16/01</i>	<i>17/01</i>
00h00	1876	1938	1994	1315	1290
06h00	2034	2032	2321	1663	1504
08h00	2272	2361	2283	2013	1712
10h00	1907	2122	\	1443	1540
13h00	1785	1890	1104	1015	1532
14h00	1786	1869	1131	939	1382
15h00	1829	1817	1105	945	1225
18h00	2200	2128	1476	1438	1734
21h00	2039	2071	1510	1352	1937
Taux moyens	1970	2025	1616	1347	1540

ANNEXE N°15

DONNEES ASCOPARG

Juin 1996 : Résultats de l'Ozone quartier Villeneuve ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Horaire de prélèvement	Semaine 1				Semaine 2			
	04/06	05/06	06/06	07/06	11/06	12/06	13/06	14/06
00h00	42	28	30	25	59	36	48	49
08h00	20	22	49	58	31	42	28	45
10h00	33	69	85	97	75	88	28	60
13h00	51	89	100	91	100	94	43	75
14h00	60	86	106	94	103	93	46	79
15h00	61	90	101	100	91	96	47	85
18h00	59	90	96	102	84	79	60	85
21h00	56	31	55	68	37	76	70	76
Taux moyens	48	63	78	80	73	76	46	69

Janvier 1997 : Résultats de l'Ozone quartier Villeneuve ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Horaire	Jours des prélèvements				
	13/01	14/01	15/01	16/01	17/01
00h00	0	0	0	0	0
08h00	0	0	0	0	0
10h00	12	4	1	4	1
13h00	19	11	11	18	4
14h00	19	10	7	14	1
15h00	4	3	0	3	3
18h00	0	0	0	0	0
21h00	0	0	0	0	0
Taux moyens	7	4	2	5	1

Patient

Sexe: Masculin

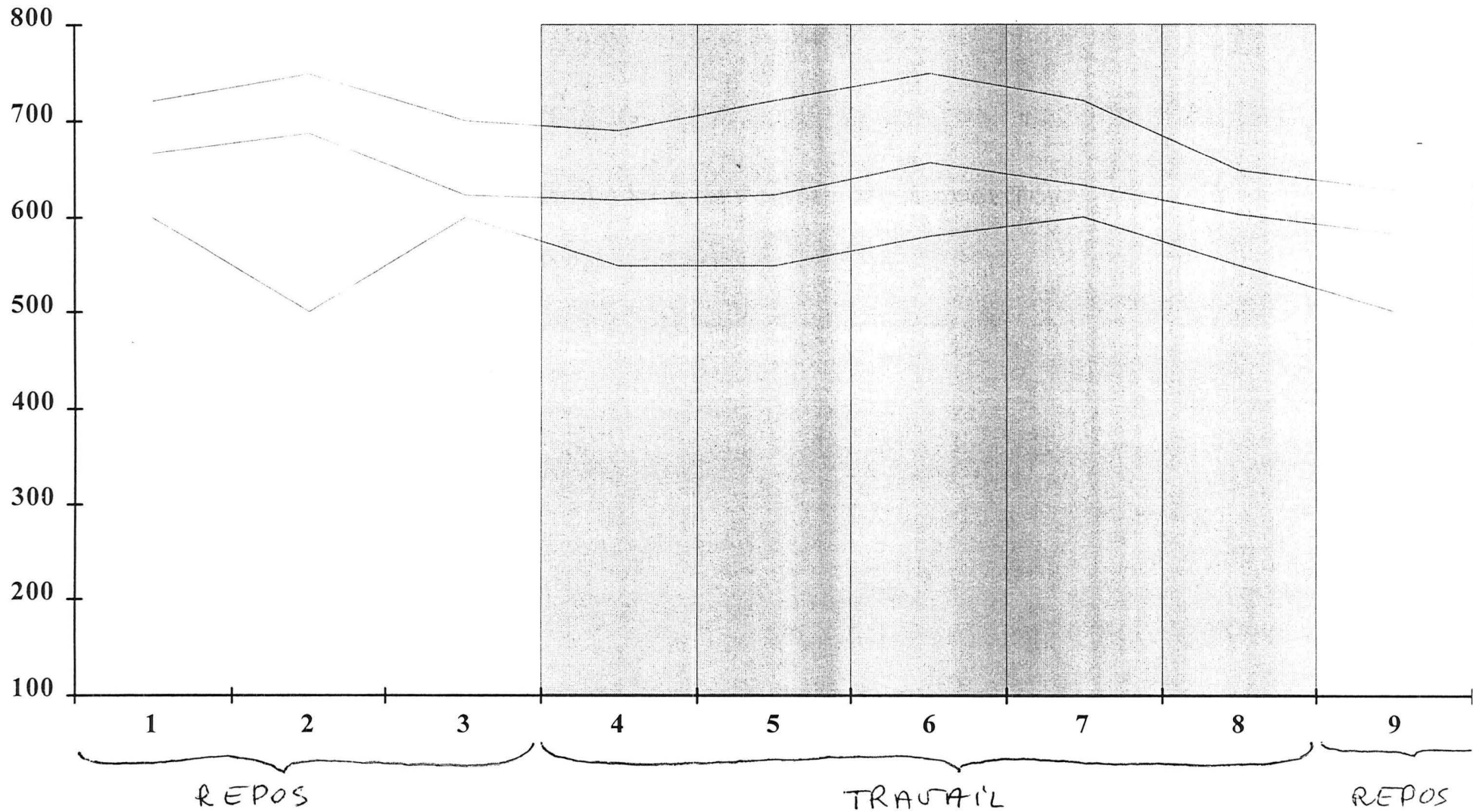
Date naissance: 01/01/1963

Taille: 171 cm

Poids: 76 kg

Relevé N°:

Courbe Débitimétrie de Pointe : Min,Max et Moy



ANNEXE N°16

BIBLIOGRAPHIE

- 1) **AFNOR . Association Française de Normalisation.** Norme NFX 43-023 : Qualité de l'air . Air ambiant . Mesure de la concentration des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant, méthode gravimétrique. 1991.
- 2) **AFNOR . Association Française de Normalisation.** Norme AFNOR NFX 43-257 : Qualité de l'air. Air des lieux de travail. Prélèvement individuel de la fraction inspirable de la pollution particulaire. 1988.
- 3) **AFNOR . Association Française de Normalisation.** Norme AFNOR NFX 43-259 : Qualité de l'air. Air des lieux de travail. Prélèvement individuel ou à poste fixe de la fraction alvéolaire de la pollution alvéolaire. Méthode de séparation par cyclone 10 mm. 1990.
- 4) **Air Quality Guideline for Europe.** World Health Organization regional office for Europe, Copenhagen. WHO regional publication, European series 1987, 23.
- 5) **Akland Gerald G.** Exposure of the general population to gasoline. Env Health Persp Suppl. 1993 ; 101, suppl 6 : 27-32.
- 6) **ASCOPARG.** Qualité de l'air de la région Grenobloise en 1993. Rapport annuel de l'Ascoparg, Grenoble, 1993.
- 7) **Berrod J, Aubrun JC.** Hydrocarbures aromatiques. EMC. 1985 ; 16046 A 10 : 12 p.
- 8) **Bignon J.** La pollution oxydante. Effets sur la santé. Poll Atm, octobre-décembre 1988, 120 : 378-385.
- 9) **Bignon J, Zmirou D, Brochard P.** Effets respiratoires de l'ozone chez l'homme. Poll Atm, janvier-mars 1994 : 45-52.
- 10) **Bismuth C, Baud F, Conso F, Frejaville JP, Garnier R.** Toxicologie clinique. 4^eed, ed Médecine et Sciences Flammarion, 1987, Paris.
- 11) **Blanchard JL.** Pollution atmosphérique d'origine pétrolière. Thèse de pharmacie, 1986, Université de Montpellier, France.
- 12) **Brain JD, Valdborg PA.** Deposition of aerosol in the respiratory tract. Am Rev Resp Disease, 1979 ; 120 : 1325-1373.

- 13) **Brugnone F, Perbellini L, Maranelli G and al.** Reference values for blood benzene in the occupationally unexposed general population. *Inter Arch Env Health.* 1992 ; 64, 3 : 179-184.
- 14) **Cardenas A , Roels H and al.** Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. II Application to workers exposed to lead. *British J Ind Med.* 1993 ; 50 : 28-36.
- 15) **Chambers LA** (1968). Classification and extend of air pollution problems. In *Automobile et Pollution*, Paul Degobert, ed Technip, 1992, Paris.
- 16) **Charpin D.** Pollution atmosphérique et atopie. *Poll Atm*, avril-juin 1996 : 49-58.
- 17) **Clayton CA, Rebecca PL, Pellizzari ED, Thomas KW, Witmore RW.** Particule total exposure assessment methodology (PTEAM) study : distribution of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor and outdoor air samples in a southern california community. *J Exp Anal Env Epid.* 1993 ; 3, 2 : 227-250.
- 18) **CONCAWE's, Oil Companies European Organisation for Environmental and Health Protection.** Risques d'atteinte à la santé associés à une exposition à des sources non professionnelles de benzène. 1989 ; Rapport n°8, Pays Bas.
- 19) **CONCAWE's, Oil Companies European Organization for Environmental and Health Protection.** Gasolines. 1992 ; dossier 92/103, Brussels.
- 20) **Conseil supérieur d'hygiène publique de France.** Allergie respiratoire, Asthme, Environnement. juillet 1993 ; Ministère des affaires sociales, de la santé et de la ville, Paris.
- 21) **Coursimault A, Donati J, Viellard H.** La pollution automobile due aux hydrocarbures aromatiques monocycliques à Paris. *Scie Tot Envir.* 1995 ; 169 : 17-23.
- 22) **Crebelli R, Fuselli S, Baldasserri LT, Ziemacki G, Carere A, Benigni R.** Genotoxicity of urban air particulate matter : correlations between mutagenicity data, airborne micropollutants and meteorological parameters. *Int J Env Health Res.* 1995 ; 5 : 19-34.
- 23) **Davy E, Cailleux A, Allain P.** Concentrations atmosphériques urbaines en hydrocarbures monoaromatiques. *Poll Atm*, jan-mars 1995 : 31-35.

- 24) **De Fre R and al.** Air pollution measurements in traffic tunnels. *Env Health Persp.* 1994 ; 102, suppl 4 : 31-37.
- 25) **Degobert Paul.** Automobile et pollution. Ed Technip, Paris 1992.
- 26) **Delsey Jean.** Polluants automobiles : formation, effets, perspectives d'évolution, rôle et impact de la réglementation. INRETS, Communication dans colloque, 21-23 novembre 1995, Paris.
- 27) **Denissenko MF, Pao A, Moon-shong T, Pfeifer GP.** Preferential formation of benzo[a]pyrène adducts at lung cancer mutational hot-spot in P53. *Science.* 1996 ; 274 : 430-432.
- 28) **Despert-Vallin C.** La pollution atmosphérique par les gaz d'échappement automobiles en atmosphère ouverte et ses effets sur la santé. Thèse de doctorat en médecine, 1978, Université Paris V, faculté Cochin-Port-Royal, Paris.
- 29) **Develay P.** La pollution atmosphérique. *Revue française des laboratoires.* 1985 ; 140.
- 30) **Diebold F, Hubert G, Limasset JC, Attia J, Risler N, Donati J, Dufour J, Faugère JG.** Autobus urbains. Exposition des conducteurs à la pollution produite par les gaz d'échappement des autres véhicules. *Cahiers de notes documentaires.* 1992, 4^o trimestre 149 : 515-523.
- 31) **ECETOC.** Revue de la littérature récente sur la toxicologie du benzène. Ed chimie et écologie, Paris 1987 ; rapport technique n°16.
- 32) **ECETOC .** Toxicologie du formaldéhyde : une mise à jour des rapports techniques ECETOC n°1 et 2. Ed Chimie et Ecologie, Paris 1984; rapport technique n°6.
- 33) **Edling C, Axelson O.** Risk factors of coronary heart disease among personnel in a bus company. *Int Arch Occup Environ Health.* 1984 ; 54 : 181-183.
- 34) **Enjalbert P et al.** Moteurs diesels et pollution atmosphérique en espace confiné. *Cahiers de notes documentaires.* 1988 ; 133 : 649-665.
- 35) **Fine LJ.** Occupational heart disease. In *Environmental and occupational health medicine*, 2nd ed , WN Rom editor, Little Brown and company, Boston, 1992 : 593-600.

- 36) **Fischbein L.** An overview of environmental and toxicological aspects of aromatic hydrocarbons : II Toluène. *Science Tot Env.* 1985 ; 42, 3 : 267-288
- 37) **Fischbein L.** An overview of environmental and toxicological aspects of aromatic hydrocarbons. III Xylènes. *Science Tot Env.* 1985 ; 43, 1;2 : 165-183
- 38) **Forsberg B, Stjernberg N, Wall S.** People can detect poor air quality well below guideline concentrations : a prevalence study of annoyance reactions and air pollution from traffic. *Occup Env Med.* 1997 ; 54 : 44-48
- 39) **Goldstein Bernard D , Witz G Ph D.** Benzène exposure. In *Environmental Toxicants. Human exposure and their health effets.* Ed by Morton Lippman New-York. Ed Van Nostran Reinhold, 1992.
- 40) **Gorsky P, Tarkowski M.** Non specific environmental factors and asthma development. *Polish J Occup Med.* 1992 ; 5, 3 : 227-236.
- 41) **Grimfeld A.** Pediatric and adolescent asthma - Introduction. *Eur Respir Rev.* 1997 ; 7, 2.
- 42) **Hertel RF, Maass T, Muller VR.** Nickel. IPCS environmental health criteria 108. World health organisation, Genève, 1991.
- 43) **HSDB : Hazardous Substances Data Bank.** Propionaldéhyde. US National library of medicine, 1997.
- 44) **Ichinose T, Furuyama A, Sagai M.** Biological effets of diesel exhaust particules. II acute toxicity of diesel exhaust particules introduced into lung by intra tracheal instillation. *Toxicology.* 1995 ; 99, 3 : 153-167.
- 45) **Infante Peter F.** State of the science on the carcinogenicity of gasoline with particular reference to cohort mortality study results. *Env Health Persp.* 1993 ; 101, suppl 6 : 105-109.
- 46) **INRS.** Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France - Cahiers de notes documentaires. 1993 ; 153, ND 1945 : 557-574.
- 47) **Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble.** Atlas Santé-Environnement dans l'Isère, 1993. CGI/Documentation-dossier documentaire.

- 48) **Joly N, Garnier R, Reygagne A.** Pollution par les moteurs diesels : origine et toxicité des différents polluants. SNCF Info Méd. 1993 ; 179.
- 49) **Joumard R, Chiron M.** Responsabilité de l'automobile dans la teneur de l'organisme en plomb. 25° assises de médecine du trafic, Paris, 20-22 septembre 1984.
- 50) **Koutsandreas A, Nikolaou K, Masclat P, Mouvier G.** Analyse des pollutions en HAP dans l'air. Les cahiers de l'analyse des données. 1983 ; 8, 3 : 371-380.
- 51) **Krahl J, Vellguth G, Munack A, Stalder K, Bahadir M.** Utilisation de carburants à base d'huile de colza pour les moteurs diesel. Les émissions et leurs effets sur l'environnement. Recherche-Transports- Sécurité. mars 1995 ; 46 : 61-66.
- 52) **Krishna MT, Chauhan AJ, Frew AJ.** Air pollution and asthma : what is the association Clin Asth Rev. 1997 ; 1 : 7-12.
- 53) **Kristensen TS.** Cardiovascular diseases and the work environment. Encycl Env Control Tech (In Press), 1994, Gulf publishing.
- 54) **Lafon D.** Toxicité des émissions des véhicules diesel. " La pollution atmosphérique urbaine ". Les entretiens de Ségur, Paris, septembre 1994.
- 55) **Lambert Serge.** Manuel de l'environnement à l'usage des industriels. Edition AFNOR-CNPP, Paris, 1994.
- 56) **Lauwerys R.** Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles. 3°ed, Ed Masson, Paris 1990.
- 57) **Leduc D, De Vuyst P, Yernault JC.** Toxicité respiratoire des polluants atmosphériques. Revue générale et étude de la relation avec les infections respiratoires. Rev mal resp. 1995 ; 12 : 13-23.
- 58) **Leikauf GD.** Formaldéhyde and other aldéhydes. In Environmental toxicants . Human exposure and their health effects. Edited by Morton Lippman New-York . Ed Van Nostran Reinhold, 1992.

- 59) **Lubkert-Alcamo B.** The update and revision of the 1987 WHO air quality guidelines. *Poll atm*, oct-dec 1994 .
- 60) **Machefer J, Bidron P, Guigner PM.** Exposition aux hydrocarbures benzéniques des carburants automobiles chez les mécaniciens et les pompistes. *Arch Mal Prof*, 1991, 51, 2 : 89-94.
- 61) **Mahaffey KR, Mc Kinney J, Reigart JR.** Lead and compounds. In *environmental toxicants . Human exposure and their health effects .* Ed by Morton-Lippman, New-York . Ed Van Nostran Reinhold, 1992, 700p .
- 62) **Mannino M D, Schreiber J, Aldous K, Ashley D, Moolenaar R, Almaguer D.** Human exposure to volatile organic compounds : a comparison of organic vapor monitoring badge levels with blood levels. *Int Arch Occup Environ Health*. 1995 ; vol 67 : 59-64
- 63) **Mauderly JL.** Diesel exhaust. In *Environmental toxicants . Human exposure and their health effects.* Edited by morton lippman New-York. Ed Van Nostran Reinhold, 1992 .
- 64) **Mautz WJ, and al.** Effects of exercise exposure on toxic interaction between inhaled oxidant and aldehyde air pollutants. *J Tox Env Health*. 1988, 25, 2 : 165-177.
- 65) **Mehlman MA.** Dangerous properties of Petroleum-refining Products : carcinogenicity of motor fuels (Gasoline). *Teratogenesis, Carcinogenesis, and Mutagenesis*. 1990 ; 10 : 399-408.
- 66) **Menichini Edoardo.** Urban air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons : levels and sources of variability. *Science Tot Env*. 1992 ; 116 : 109-135
- 67) **Metge Isabelle.** Etude des manifestations cliniques et spirométriques liées à l'exposition au trafic routier chez des péagiers d'autoroutes. Thèse de médecine, Université Joseph Fourier, 1995, 107 pages et annexes.
- 68) **Momas I, Cimpelli S, Festy B.** Effets de l'inhalation d'ozone sur la santé : bilan des expositions humaines contrôlées réalisées entre 1980 et 1993. *Poll Atm*, avril-juin 1994 : 66-73.
- 69) **Morton Lippman Ph D.** Sulfur oxides-Acidic aerosols and SO₂. In *Environmental toxicants . Human exposure and their health effects.* Edited by Morton Lippman New-York . Ed Van Nostran Reinhold, 1992.

- 70) **Nielsen IR, Howe P.** Evaluation des risques pour l'environnement associés au toluène. Building research establishment, Garston, Watford WD2 7 JR, Royaume-Uni, 1991.
- 71) **Nielsen T, Jorgensen HE, Grundahl L, Jensen AB, Nielsen PA, Tonnesen J.** Traffic PAH and other air pollutants in the center of a large city. Riso national laboratory, Roskilde, Denmark, February 1995.
- 72) **Nielsen PS, Okkels H, Sigsgaard T, Kyrtopoulos S, Autrup H.** Exposure to urban and rural air pollution : DNA and protein adducts and effect of glutathione-S-transferase genotype on adduct levels. *Inter Arch Occup Env Health.* 1996 ; 68 : 170-176.
- 73) **Norme internationale ISO 7708 :** Qualité de l'air : Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé. 1995(F).
- 74) **Oosterlee A, Drijver M, Lebet E, Brunekreef B.** Chronic respiratory symptoms in children and adults living along streets with high traffic density. *Occup Env Med.* 1996, 53 : 241-247.
- 75) **ORS : Observatoire Régional de la Santé.** Evaluation/Impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Ile de France 1987-1992. Observatoire régional de la santé, novembre 1994.
- 76) **Perdelli F, Di Bello F, Cristina ML, Perdelli L, Sartini M.** Niveaux de plomb hématique et trafic des véhicules : comparaison entre 1990 et 1984. *Poll atm ;* juil-sept 1994 : 110-116.
- 77) **Pershagen G, Simonato L.** Epidemiological evidence on outdoor air pollution and cancer. In L Tomatis Edition : «Indoor and outdoor air pollution and human cancer». Berlin, Springer, 1993, 162 p, Monographs of the European School of Oncology.
- 78) **Person A, Courtois YA, Festy B.** Exposition des citadins à la pollution atmosphérique en région parisienne. Données relatives à la pollution organique et intérêt des bio-essais toxicologiques. *Poll Atm,* oct-dec 1988 : 400-410.
- 79) **Person A, Le Moullec Y.** Surveillance de la pollution atmosphérique urbaine : évolution du choix des indicateurs . *Toxicorama.* 1995 ; 7, 1 : 23-27.
- 80) **Popp W, Zwick H, Steyrer K, Rauscher H, Wanke T.** Sensitization to aeroallergens depends on environmental factors. *Allergy ;* 1989, 44 : 572-575.

- 81) **Quenel P, Medina S, Ferry R.** Air pollution in metropolitan areas. *Poll Atm.* juil-sept 1994 ; 143 : 54-66.
- 82) **Roels H, Bernard AM et al.** Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III Application to workers exposed to cadmium. *British J Ind Med.* 1993 ; 50 : 37-48.
- 83) **Roemer W, Hoek G, Brunekreef.** Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *Am Rev Resp Dis.* 1993 ; 147 : 118-124.
- 84) **Rybak LP.** Hearing : the effect of chemical. *ORL Head Neck Surgery.* 1992 ; 106, 6 : 677-686.
- 85) **Scheepers PTJ , Bos RP.** Combustion of diesel fuel from a toxicological perspective. *International archive of occupational and environmental health.* 1992 ; 64 : 149-161.
- 86) **Schlesinger RB.** Nitrogen Oxides. In *Environmental toxicants . Human exposure and their health effects.* Edited by Morton Lippman New-York . Ed Van Nostran Reinhold, 1992.
- 87) **Schwartz J.** Air pollution and daily mortality : a review and meta analysis. *Env Research.* 1994 ; 64 : 36-52.
- 88) **Schwartz J.** What are people dying of on high air pollution days ? *Env Research.* 1994 ; 64 : 26-35.
- 89) **Seaton A, Mac Nee W, Donaldson K, Godden D.** Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet.* 1995 ; 345, jan 21.
- 90) **Société française de Santé Publique.** La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique. Bilan de 15 ans de recherche internationale. Vandoeuvre les Nancy, Société française de Santé Publique, 1996, 251 p. Collection santé et société, n°4, mai 1996.
- 91) **Swartz-Miller, WN Rom, Brandt-Rauf PW.** Polycyclic aromatic hydrocarbons. In *environmental and occupational medicine . Second edition, WN Rom editor, Little Brown and company, Boston, p 873-879, 1992.*

- 92)**Spengler JD, Ferris BG jr.** Harvard air pollution health study in six cities in the USA. Tokai J Exp Clin Med. 1985 ; 10, 4, 263-286.
- 93)**Stern FB, Halperin WE, Hornung RW, Ringenburg VL, McCammon CS.** Heart disease mortality among bridge and tunnel officers exposed to carbon monoxide. Am J Epid. 1988 ; 128, 6.
- 94)**Stroebel R.** Etat comparatif de résultats de mesure issus de divers réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique en France, Europe et Amérique du nord. Polluants majeurs (SO₂, NO₂, CO, O₃, Plomb et particules). Poll Atm, jan-mars 1992 .
- 95)**Stroebel R.** La qualité de l'air en 1990 dans les zones urbaines, industrielles, et rurales françaises. Poll Atm, juil-sept 91 : 389-403.
- 96)**Sun Jd, Wolff RK, Kanapilly GM, Clellan RO.** Lung retention and metabolic fate of inhaled benzo(a)pyrène associated with diesel exhaust particules. Toxicology and Applied Pharmacology. 1984 ; 73, 1 : 48-59.
- 97)**Szczeklik AJ, Szczeklik Z, Galuska Z, Musial J, Kocarzyk E, Targosz D.** Humoral immunosuppression in men exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and related carcinogen in polluted environment. Env Health Persp. 1994 ; 102, 3 : 302-304.
- 98)**Tabershaw IR and al.** Oxidants : air quality criteria based on health effects. Division of environmental affairs, American petroleum institute of New-York, 1969, monograph n°5 .
- 99)**Toupance G.** Mécanismes physico-chimiques affectant l'atmosphère urbaine. La pollution atmosphérique urbaine, Les entretiens de Ségur, 26 septembre 1994, Paris.
- 100)**Ulfarson U, Alexandersson R, Aringer L, Svensson E and al.** Effects of exposure to vehicule exhaust on health. Scand J Work. 1987 ; 13, 6 : 505-512.
- 101)**Update and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe.** World Health Organization regional office for Europe, Copenhagen. Meeting for the working group "Classical" air pollutants, 11-14 oct 1994.
- 102)**Vagnot MP.** Campagne de mesure du NO₂ de l'agglomération urbaine de Chambéry. Rapport de stage, 3^e année Esigec, juil-sept 1993.

- 103)**Van Wijnen JH, Verhoeff AP, Jans HWA, Van Bruggen M.** The exposure of cyclists, car drivers and pedestrians to traffic-related air pollutants. *Int Arch Occ Env Health.* 1995 ; 67 : 187-193.
- 104)**Viala A, Gouezo F.** Action sur la santé de l'homme des métaux lourds en suspension aérienne aux faibles concentrations. *Poll Atm.* 1988 ; 120 : 389-393.
- 105)**Vieillard H, Donati J, Thibaut G.** La pollution atmosphérique. *EMC.* 1989 ; 1, 160001, C10.
- 106)**Von mutius E, Martinez Fernando D, Fritsch C, Nicolai T, Roell G, Thieman HH.** Prevalence of asthma and atopy in two areas of west and east Germany. *Am Jour Respir Crit Care Med.* 1994 ; 149 : 358-364.
- 107)**Watt M, Godden D, Cherrie J, Seaton A.** Individual exposure to particulate air pollution and its relevance to thresholds for health effects : a study of traffic wardens. *Occup Env Med.* 1995 ; 52 : 790-792.
- 108)**Weiss KB.** An overview of recent trends in asthma epidemiology. *Eur Resp Rev.* 1996 ; 6,35 : 101-104.
- 109)**WHO working group.** Acroleine. *Envir Health Criteria.* 1992 ; 127 : 111.
- 110)**WHO working group.** Formaldehyde. *Env Health Criteria.* 1989 ; 89 : 219.
- 111)**Wordley J, Walters S, Ayres JG.** Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution. *Occ Env Med.* 1997 ; 54 : 108-116.



Qui diis memorem laudes, respectumque fideles
 Ingenij dotes, Hippocratisque decus.
 Democriti audi: or Phœbea. ô, Cœc propago,
 Certius an quis te tradidit artis opes!

SERMENT D'HIPPOCRATE

En présence des Maîtres de cette Faculté, de mes chers condisciples et devant l'effigie d'HIPPOCRATE,

Je promets et je jure d'être fidèle aux lois de l'honneur et de la probité dans l'exercice de la Médecine.

Je donnerai mes soins gratuitement à l'indigent et n'exigerai jamais un salaire au dessus de mon travail. Je ne participerai à aucun partage clandestin d'honoraires.

Admis dans l'intimité des maisons, mes yeux n'y verront pas ce qui s'y passe ; ma langue taira les secrets qui me seront confiés et mon état ne servira pas à corrompre les mœurs, ni à favoriser le crime.

Je ne permettrai pas que des considérations de religion, de nation, de race, de parti ou de classe sociale viennent s'interposer entre mon devoir et mon patient.

Je garderai le respect absolu de la vie humaine.

Même sous la menace, je n'admettrai pas de faire usage de mes connaissances médicales contre les lois de l'humanité.

Respectueux et reconnaissant envers mes Maîtres, je rendrai à leurs enfants l'instruction que j'ai reçue de leurs pères.

Que les hommes m'accordent leur estime si je suis fidèle à mes promesses.

Que je sois couvert d'opprobre et méprisé de mes confrères si j'y manque.

