

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE  
LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE  
Département de Génie de l'Environnement  
Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

THESE DE MAGISTER

en Génie de l'Environnement  
option Génie de l'Environnement  
Présentée par : Y. KERCHICH

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات  
المكتبة — BIBLIOTHEQUE  
Ecole Nationale Polytechnique

*Etude de la pollution de l'air  
par les particules fines  
(les PM-10) et les métaux  
lourds qui leurs sont associés  
à Alger.*



A.HELLAL, Professeur ENP, présidente  
N.BELHANECHÉ, Professeur ENP, examinatrice  
H. KHALAF, Professeur Université Blida, examinateur  
D. E. AKRETCHÉ, Professeur USTHB, examinateur  
R. KERBACHI, Professeur ENP, rapporteur.

- Janvier 2003 -

# SOMMAIRE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات  
المكتبة — BIBLIOTHEQUE  
Ecole Nationale Polytechnique

## I – INTRODUCTION

1

## II – GENERALITES SUR LA POLLUTION DE L'ATMOSPHERE PAR LES PARTICULES

|          |   |    |
|----------|---|----|
| II.1     | – Origine de la pollution par les particules en suspension                | 3  |
| II.1.1   | – Les émissions naturelles des particules                                 | 3  |
|          | a) L'érosion éolienne   | 4  |
|          | b) Les éruptions volcaniques  | 4  |
|          | c) Les embruns et les sels marins   | 4  |
|          | d) Les particules d'origine extraterrestre                                | 5  |
| II.1.2   | – Les émissions anthropogéniques  | 6  |
| II.1.2.1 | – Les sources stationnaires   | 6  |
|          | a) Les industries   | 6  |
|          | a.1) L'industrie thermoénergétique  | 6  |
|          | a.2) L'industrie sidérurgique   | 7  |
|          | a.3) La métallurgie des métaux non ferreux                                | 7  |
|          | a.4) L'industrie des matériaux de construction                            | 7  |
|          | a.5) L'industrie chimique   | 8  |
|          | b) L'incinération des déchets   | 8  |
| II.1.2.2 | – Les sources mobiles   | 9  |
| II.2     | – Dynamiques des particules   | 13 |
|          | a)–Les particules de diamètre supérieur à $1\mu m$                        | 14 |
|          | b)–Les particules fines de diamètre compris entre 0,1 et $1\mu m$         | 15 |
|          | c)–Les particules submicroniques (diamètre inférieur à $0,1\mu m$ )       | 16 |
| II.3     | – Composition chimique des particules fines                               | 19 |
| II.4     | – Calcul de la dispersion des émissions de plomb issues du trafic routier | 22 |
| III.4.1  | – Modélisation de la dispersion des polluants                             | 22 |
| III.4.2  | – Calcul de la dispersion : le modèle gaussien de diffusion               | 24 |

## III – EFFETS DES PARTICULES EN SUSPENSION

|         |  |    |
|---------|--|----|
| III.1   | – Effets des particules sur la santé humaine                   | 29 |
| III.1.1 | – Le cheminement des particules dans l'appareil respiratoire   | 31 |
| III.1.2 | – Evaluation des effets des particules polluantes sur la santé | 34 |
|         | a) – Effets à court terme                                      | 35 |
|         | b) – Effets chroniques   | 38 |
| III.2   | – Effets sur les animaux                                       | 38 |
| III.3   | – Effets sur les végétaux                                      | 38 |
| III.4   | – Effets des particules solides sur les matériaux              | 39 |
| III.5   | – Effet sur la visibilité                                      | 39 |

**IV – APERÇU SUR LES PRINCIPALES TECHNIQUES ET METHODES DE MESURE ET D'ANALYSE DES PARTICULES EN SUSPENSION**

|   |   |    |
|---|---|----|
| IV.1                                      | – Echantillonnage de l'air .....  | 41 |
| IV.1.1                                    | – Les prélèvement sans coupure granulométrique spécifique .....   | 42 |
|   | a) – Les Fumées Noires .....  | 43 |
|   | b) – Méthode de prélèvement sur filtres ouvert à débit moyen .....  | 43 |
|   | c) – Méthode de prélèvement à très fort débit .....   | 44 |
| IV.1.2                                    | – Prélèvement avec coupure granulométrique : Mesure des PM-10.....  | 44 |
|   | – La jauge à absorption bêta .....  | 45 |
|   | – La balance piézo-électrique .....   | 45 |
| IV.1.3                                    | – Les prélèvements avec fractionnement granulométrique .....  | 46 |
| IV.2                                      | – Les filtres et membranes de rétention .....   | 47 |
| IV.2.1                                    | – Les filtres en fibres de verre .....  | 47 |
| IV.2.2                                    | – Les filtres membranes .....   | 48 |
| IV.3                                      | – Analyse des particules en suspension .....  | 48 |
| <b>V – Méthodologie</b> .....             |   | 50 |
| V.1                                       | – Choix du site.....  | 50 |
| V.1.1                                     | – Site de prélèvement .....   | 50 |
| V.2                                       | – Mode de prélèvement .....   | 50 |
| V.3                                       | – Traitement et analyse des PM-10 .....   | 54 |
| <b>VI – Résultats et discussion</b> ..... |   | 55 |
| VI.1                                      | – Evaluation de la pollution par les PM-10 .....  | 55 |
| VI.1.1                                    | – Evolution temporelle des teneurs en PM-10 .....   | 55 |
| VI.1.2                                    | – Ampleur de la pollution : étude comparative.....  | 59 |
| VI.2                                      | – Etude des métaux lourds associés aux PM-10 .....  | 61 |
| VI.2.1                                    | – Niveau de pollution .....   | 61 |
| VI.2.2                                    | – Les sources des métaux lourds.....  | 72 |
| VI.2.3                                    | – Les émissions de plomb issu du trafic routier.....  | 72 |
| VI.2.4                                    | – Calcul de la dispersion des émissions de plomb issues du trafic automobile de la route nationale N°5..... | 73 |
| <b>VII – Conclusion</b> .....             |   | 78 |
| <b>VIII – BIBLIOGRAPHIE</b> .....         |   | 80 |

## Résumé :

L'étude présente les niveaux de pollution de l'air par les pm-10 en un site de proximité dans la banlieue sud-est d'Alger. Le prélèvement des particules est effectué par un échantillonneur à fort débit, le HVS – PM-10. En ce site la teneur journalière moyenne en PM-10 s'élève à  $84,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le maximum atteint  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et dans 95% des cas, la limite de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est dépassée. Il en résulte une forte pollution par les particules inhalables issues principalement du trafic routier. Parmi les métaux lourds associés aux PM-10, c'est surtout le plomb qui accuse des valeurs relativement élevées. On y mesure une teneur moyenne de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  correspondant à une fraction massique de l'ordre de 0,3%. Le facteur d'enrichissement de l'atmosphère par le plomb s'élève à 2519. Le modèle de Gauss appliqué au site étudié donne des résultats acceptables.

## Mots - clefs :

Qualité de l'air, PM-10, Suies, Métaux lourds, trafic routier, Alger.

## Summary :

This study presents the levels of air pollution by the PM-10 in a site of proximity in the south-eastern suburbs of Algiers. The taking away of the particles is carried out by a sampler with strong flow, HVS – PM-10. In this site the average daily content of PM-10 rises to  $84,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . The maximum reaches  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and in 95% of the cases, the limit of  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  is exceeded. It results from it a strong pollution by the particles inhalables resulting mainly from the road traffic. Among the heavy metals associated the PM-10, it is especially the lead which shows relatively high values. One measures there an average content of  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  correspondent with a mass fraction of about 0,3%. The enrichment factor by amounts of lead in the atmosphere rises to 2519. The Gauss model applied to this site studied gives an acceptable results.

## Keys – words :

Air quality, PM-10, soots, road traffic, Algiers.

## المخلص:

هذه الدراسة تقدم نسبة تلوث الهواء بالـ PM-10 بموقع مجاور لضاحية تقع جنوب - شرق مدينة الجزائر العاصمة. إنقاص الجزيئات تم بواسطة جهاز أخذ العينات ذو تدفق قوي، HVS – PM-10. في هذا الموقع الكمية المتوسطة اليومية بالـ PM-10 ترتفع إلى  $84,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . الحد الأقصى هو  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  و 95% من مجموع العينات، الحد  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  قد تم تجاوزه. نتج عن هذا تلوث كبير بالجزيئات القابلة للإستنشاق التي مصدرها الرئيسي هي حركات السيارات في الطرق. من بين المعادن الثقيلة الملصقة بالجزيئات الـ PM-10 نجد الرصاص خاصة الذي يشكل قيم عالية نسبيا. قيست كمية متوسطة قيمتها  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  و الموافقة لنسبة كتلية مقدارها 0,3%. معامل تغذية الجو بالرصاص يصل إلى 2519. نموذج غوس « Gauss » المطبق في المنطقة المدروسة أعطى نتائج مقبولة.

## الكلمات – المفاتيح :

نوعية الهواء، PM-10، سواد الدخان، المعادن الثقيلة، حركات السيارات في الطرق، الجزائر.

## I – INTRODUCTION

الطبعة الوطنية المتعددة التقنيات  
المكتبة — BIBLIOTHEQUE  
Ecole Nationale Polytechnique

Une des formes de la pollution atmosphérique qui de nos jours fait l'objet d'une attention particulière de la part de la communauté scientifique et des responsables de la qualité de l'air consiste en la contamination de l'atmosphère par les particules solides. Ces particules émises dans l'atmosphère par diverses sources fixes et diffuses peuvent sédimenter rapidement, mais aussi et le plus souvent séjourner longtemps dans l'atmosphère en restant en suspension. On parlera dans le premier cas de retombées atmosphériques et dans le deuxième de particules totales en suspension.

Ce sont les particules en suspension qui de par leur finesse et les interactions qu'elles subissent, contribuent le plus à la détérioration de la qualité de l'air. Elles représentent en fait un indicateur majeur de la qualité de l'air ambiant. De nombreuses et cohérentes études leur attribuent une responsabilité dans la survenue d'une vaste gamme d'effets biologiques et sanitaires. Leur impact sur l'environnement et les nuisances qu'elles engendrent sur la santé humaine dépendent toutefois de leur granulométrie et de leur composition chimique, elle-même liée à leur source d'émission.

En vertu du système de rétention des particules par le corps humain et leur acheminement dans le système respiratoire, ce sont surtout les particules fines ou inhalables de diamètre inférieur à  $10 \mu m$  qui sont les plus incriminées et donc aussi les plus étudiées. Les particules de cette fraction appelées aussi les PM-10 (Particulate Matter de diamètre  $< 10 \mu m$ ) ne sont pas arrêtées par le système nasopharyngien et aboutissent dans les voies respiratoires profondes. Par ailleurs, et comme l'essentiel des effets associés aux particules est le fait de particules très fines qui se déposent dans le segment pulmonaire, on accorde aussi de plus en plus d'importance à la fraction granulométrique de diamètre inférieur à  $2,5 \mu m$ , les PM-2,5.

Les particules PM-10 et PM-2,5 véhiculent essentiellement des éléments minéraux liés à l'érosion des sols et à la remise en suspension des particules déposées, des imbrûlés et noyaux carbonés issus des processus de combustion, des particules acides issues de la conversion gaz-solide ainsi que divers métaux lourds tels que Pb, Cd, Cu, ...etc. qui jouent sans doute un rôle important dans la toxicité de l'aérosol. Une grande partie des PM-10 provient du trafic routier (émission des véhicules à essence, mais surtout des véhicules diesel). On estime ainsi qu'en milieu urbain, le trafic routier y contribue jusqu'à 50% et plus.

En Algérie, cette forme de pollution, bien que perçue, est très méconnue et il n'existe aucune donnée relative à la pollution par les PM-10. Aussi et en continuité des travaux sur la pollution atmosphérique effectués par le Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement, nous nous proposons d'étudier sur une assez longue période, les niveaux de pollution atteints par les PM-10 à Alger et de déterminer la nature et l'ampleur des aérocontaminants associés à ces particules. Dans ce contexte, une attention particulière sera accordée aux composés traces toxiques, les métaux lourds.

## **II – GENERALITES SUR LA POLLUTION DE L'ATMOSPHERE PAR LES PARTICULES**

### **II.1 – Origine de la pollution par les particules en suspension :**

La pollution de l'air par les matières particulaires atmosphériques, ou particules aéroportées, comprend une gamme très variée de composantes biologiques (pollens, bactéries, virus, insectes) et autres non viables (minéraux, métaux, produits de combustion, etc.). De grandes quantités de matières particulaires sont émises dans l'atmosphère par des phénomènes naturels (activité volcanique, érosion éolienne, feux de forêt, embruns marins, ...etc.).

Les particules aéroportées ont un diamètre aérodynamique généralement inférieur à  $100\mu m$ . Il existe différentes approches pour les subdiviser. La plus répandue est basée sur l'efficacité de collecte propre aux différents types d'échantillonneurs utilisés. Les particules totales en suspension (TSP) désignent les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à environ  $40\mu m$ . La majeure partie de ces particules est captée par le segment extra-thoracique du système respiratoire. Les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à  $10\mu m$  sont appelées PM-10. Une fraction importante de ces particules est retenue dans le segment thoracique du système respiratoire. Les particules dont le diamètre aérodynamique est plus petit que  $2,5\mu m$  sont appelées PM-2,5. Ces dernières sont associées à la fraction fine des particules aéroportées. Elles peuvent atteindre la région profonde des poumons où s'effectuent les échanges gazeux [1].

Les PM-10 constituent un milieu complexe, très hétérogène, par leur état physique, leur dimension, leur nature chimique, leur capacité d'absorption des gaz ainsi que leur origine.

#### **II. 1.1 – Les émissions naturelles des particules :**

Différents phénomènes naturels contribuent fortement à la pollution de l'air ; parmi ces phénomènes, on énumère les plus importants, à savoir :

**a) – L'érosion éolienne :**

C'est l'action du vent sur la couche superficielle du sol. Elle se produit et s'accroît surtout sur les sols désertiques à faible couvert végétal ou dans les zones à climat sec ou à longue saison sèche.

Les vents détruisent alors la couche superficielle des sols exposés et entraînent avec eux d'importantes quantités de particules solides à des distances qui peuvent être très longues et à des altitudes très élevées. C'est le cas par exemple, des vents de sable du Sahara qui arrivent parfois jusqu'à la rive Nord de la méditerranée ou même plus loin en Europe occidentale [1,2].

**b) – Les éruptions volcaniques :**

Les régions volcaniques représentent une importante source de particules dans l'air, dont certaines résultent de la transformation de polluants gazeux en particules, c'est le cas par exemple, des particules sulfates issues du gaz  $\text{SO}_2$ .

La quantité de particules solides qui peut accompagner une éruption volcanique peut être énorme. Ainsi, l'éruption du mont « Saint HELENS » en mai 1980 dans l'état de Washington aux USA, a provoqué une émission de près de 3 milliards de tonnes de particules qui ont atteint même la stratosphère [1, 3].

**c) – Les embruns et les sels marins :**

A partir des océans et des mers, l'atmosphère terrestre s'enrichit en embruns marins. Ces aérosols donnent après évaporation des particules salines essentiellement du  $\text{NaCl}$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{Ca Cl}_2$  et  $\text{KBr}$ .

Sur le continent, les régions les plus touchées sont naturellement les zones côtières. Les vents forts et les tempêtes peuvent cependant transporter ces embruns à des grandes distances à l'intérieur des terres. Ainsi par exemple, on estime qu'au niveau des régions côtières de Bretagne, les pluies déposent au sol 25 à 35 g de sel par  $\text{m}^2$  au cours d'une année. 70% de ces dépôts sont constitués par des chlorures de sodium [1].



**d) – Les particules d'origine extraterrestre :**

Il s'agit de petites particules provenant de la décomposition des météorites pénétrant de façon constante dans l'atmosphère terrestre.

Les particules d'origine extraterrestre sont principalement composées de Na, Mg, Al, Si, K, Ti, Cr, Fe, Co, Ni.

On estime que ce phénomène contribue à la pénétration dans l'atmosphère terrestre d'environ 10 milles tonnes de particules par jour, soit  $10^{-14} \text{ g/cm}^2 \text{ s}$  [1].

Il existe d'autres formes de pollution naturelle, telles que :

- Les particules d'origine végétale comme les grains de pollen qui sont émis par une grande diversité de plantes et qui peuvent aussi pénétrer dans nos voies respiratoires et provoquer des réactions allergiques, parfois violentes, chez les sujets sensibles.
- Les feux spontanés de forêt qui sont principalement causés par la foudre et qui émettent des quantités non négligeables de particules.

Le tableau N°1 résume les sources et les taux d'émission à l'échelle mondiale des particules d'origine naturelle [4].

**Tableau N°1 : Sources et taux d'émission des particules d'origine naturelle [4]**

| Source d'émission                       | Quantité émise (MG tonne/an) | Pourcentage du total |
|---|------------------------------|----------------------|
| Aérosols marins                         | 908                          | 43,32                |
| Nitrates issus du NO et NO <sub>2</sub> | 390                          | 18,61                |
| Ammonium                                | 245                          | 11,69                |
| Sulfates                                | 182                          | 8,68                 |
| Terpènes biogénétiques                  | 182                          | 8,68                 |
| Erosion éolienne                        | 182                          | 8,68                 |
| Eruption volcanique                     | 4                            | 0,20                 |
| Feux spontanés de forêts                | 3                            | 0,14                 |
| <b>Total</b>                            | <b>2096</b>                  | <b>100</b>           |

A l'échelle mondiale, le taux d'émission des particules d'origine naturelle s'élève à environ  $2096.10^6$  Tonnes/an. Environ 60% de ces émissions proviennent des aérosols marins et des nitrates issus du NO et NO<sub>2</sub> [4].

### **II.1.2 – Les émissions anthropogéniques :**

Les activités humaines agissent de nos jours profondément sur les cycles de la plupart des aérosols par plusieurs sources qui peuvent être stationnaires ou mobiles.

#### **II.1.2 .1 – Les sources stationnaires :**

Comme sources fixes on retrouve principalement :

##### **a) – les industries :**

La plus part des branches industrielles sont génératrices de particules dans l'air. Les concentrations les plus élevées de particules dans l'air se rencontrent aux voisinages des installations industrielles. Comme exemple d'industries responsables des émissions de particules dans l'atmosphère, on peut citer :

##### **a.1) – L'industrie thermoénergétique :**

Elle est basée essentiellement sur la combustion. Celle-ci introduit dans l'atmosphère de nombreuses variétés minérales, des métaux et des particules carbonées (suires,...), ainsi que des gaz qui se transforment dans l'atmosphère en particules, tels que les NO<sub>x</sub> et le SO<sub>2</sub> [4].

Les combustions incomplètes, assez fréquentes dans les petites installations de production d'énergie et des appareils de chauffage des habitations, sont à l'origine de l'émission d'importantes quantités de particules et d'impuretés de combustible.

La combustion est classée en premier rang parmi les sources artificielles de particules dans l'atmosphère.

En France, par exemple, on a estimé en 1988 les émissions de particules issues des installations de combustion fixes (centrales thermiques, chauffages urbains,...) à  $73 10^6$  Kg soit 26% du total des particules anthropiques [5].

Au Québec, on a estimé que la combustion issue des sources fixes, sous toutes ses formes, est responsable pour sa part de près de 41% des émissions particulaires [6].

**a.2) – L'industrie sidérurgique :**

Dans ce type d'industrie à cause des impuretés du minerai et du charbon et en raison des opérations technologiques qui ne peuvent être exécutées de façon hermétique, les particules sont émises aux différentes étapes de production de l'acier.

L'agglomération (frittage) des minerais, la cokéfaction, la fusion dans les hauts fourneaux, le chauffage, le transport, ...etc., sont tous des processus responsables de l'émission de particules sous forme de poussière, dont la plus grande partie est émise par les hauts fourneaux [2].

**a.3) – La métallurgie des métaux non ferreux :**

Du fait que les métaux non ferreux se trouvent dans les minerais sous forme de composés, en concentration relativement réduite, leur raffinage nécessite de nombreuses opérations au cours desquelles d'importantes quantités de métaux sont émises dans l'atmosphère.

Le traitement de fusion d'un métal considéré détermine la fusion simultanée des métaux avec lesquels il coexiste de sorte que la pollution de l'air se produit autant par le métal recherché que par les métaux coexistants. Ainsi, la métallurgie du cuivre et du nickel émet presque autant de plomb que la métallurgie du plomb lui-même [7]. La métallurgie des métaux non ferreux participe à l'émission d'importantes quantités de cuivre, zinc, cadmium, plomb nickel, mercure, aluminium, étain, etc... [2].

**a.4) – L'industrie des matériaux de construction :**

Les procédés de production du ciment, ainsi que les autres procédés de fabrication de la magnésie, du plâtre, de la chaux, du laitier, de la brique, de la céramique, du verre, de l'asphalte et de l'amiante sont tous responsables de l'émission d'importantes quantités de particules solides dans l'air.

Les cimenteries sont les plus polluantes, du fait de l'importance des quantités de ciment produites et des roches utilisées pour sa production.

Ainsi, pour obtenir une tonne de ciment, il faut environ 1.6 tonnes de matières premières [2].

Dans la ville de Rais-HAMIDOU (Alger) où est implantée une petite cimenterie, on a mesuré des teneurs en TSP supérieures à  $0,5 \text{ mg/m}^3$ , les retombées atmosphériques s'élèvent en moyenne à  $60 \text{ g/m}^2/\text{mois}$  [8].

#### **a.5) – L'industrie chimique :**

L'industrie chimique ne représente pas une source importante de particules solides dans l'atmosphère, mais elle contribue de façon indirecte à la pollution particulaire de l'air du fait des quantités importantes de gaz qu'elle engendre et qui se transforment dans l'air en particules.

D'autres branches de cette industrie peuvent être considérées à l'origine d'émission de particules solides dans l'air, telle que la production d'engrais minéraux.

Les raffineries de pétrole participent aussi à l'émission de certains métaux tel que le vanadium et le nickel contenus dans le pétrole et certains hydrocarbures aromatiques polycycliques [1].

#### **b) – Incinération des déchets :**

D'importantes quantités de produits déjà utilisés (boîtes de conserves, batteries, piles, plastiques, pneus, métaux, ...etc.) dont la composition chimique est très diversifiée, finissent leurs vies dans les décharges sous forme de déchets.

L'incinération de ces derniers engendre l'émission d'importantes quantités de particules. Ces particules peuvent contenir des métaux tels que : Fer, zinc, cadmium, plomb, mercure, aluminium, calcium, sodium, etc..., et d'oxydes métalliques divers. L'importance toxicologique de certains métaux émis est considérable [9].

A titre d'exemple, le tableau N°2 présente les rejets relatifs à une usine d'incinération :

Tableau N° 2 : Rejets atmosphériques d'une usine d'incinération [9].

| Usine d'incinération   | Polluants       | Quantités (mg/ Nm <sup>3</sup> ) |
|--|-----------------|----------------------------------|
| Caractéristiques :<br>Env. 7t/h<br>Avec filtrage de l'effluent gazeux<br>(env.50 000 Nm <sup>3</sup> /h) | Poussières      | 34                               |
|  | Plomb et Zinc   | 2,7                              |
|  | Cadmium         | 0,04                             |
|  | Mercure         | 0,12                             |
|  | Chlorure        | 2,5                              |
|  | Fluorures       | Traces                           |
|  | SO <sub>2</sub> | 140                              |

En plus de ces deux sources principales, il y a les pollutions accidentelles. Ces formes de pollutions de causes diverses sont dues principalement à des grandes catastrophes industrielles mondiales ( comme l'explosion d'un réacteur chimique ) et les incendies de forêts, etc...

Ces incendies et accidents restituent des quantités considérables de poussières et d'autres éléments gazeux à l'atmosphère et participent ainsi à la formation d'autres particules par les effets de combinaison (synergiques) et de neutralisation (antagoniques).

### II.1.2 .2 – Les sources mobiles :

Le parc automobile mondial, qui s'élève à plus de 700 millions de véhicules, connaît un taux de croissance annuel très élevé, particulièrement, dans les pays en voie de développement (plus de 17% en Chine et 3 à 4 % en Algérie) [10].

Il s'ensuit une pollution croissante en polluants gazeux et particulaires et ce malgré tous les progrès technologiques réalisés sur le moteur et sur la réduction des émissions.

Les efforts et progrès réalisés dans ce domaine sont en effet largement compensés par la croissance du trafic routier.

La pollution issue du trafic routier est constituée par les émissions particulaires suivantes :

♦ Les suies qui sont des particules de carbone et d'imbrûlés dénommés « fumées noires », sont dues à une combustion incomplète. On les retrouve à des concentrations importantes dans les échappements des véhicules diesel et à un degré moindre dans les véhicules à essence.

♦ Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui sont des composés complexes résultant de la fusion de plusieurs cycles benzéniques. Ils sont présents dans le carburant lui-même ou ils sont synthétisés par la suite lors de la combustion incomplète dans les moteurs à essence et diesel. Ces polluants sont comme pour les suies rejetés à des quantités plus élevées par les moteurs diesel. Ils se présentent généralement dans l'air liés aux particules des suies. Malgré leur présence à des proportions extrêmement faibles, ils exercent un pouvoir nuisible très élevé (susceptibles d'être cancérogène) [11, 12].

♦ Les métaux dits « lourds » qui englobent l'ensemble des métaux présentant des caractères toxiques pour la santé et l'environnement. Parmi ces composés, c'est surtout le plomb qui provoque dans les milieux urbains la plus grosse pollution atmosphérique. Cette pollution prend sa source dans l'adjonction du plomb tétraéthyle comme antidétonant dans les carburants à raison de 0,15 à 0,6 g/l et qui est rejeté par la suite presque totalement dans l'atmosphère des villes [4].

Dans les années 80, on estimait à environ 16% la production mondiale du plomb qui était destinée à être utilisée comme additif dans l'essence. Une voiture utilisant une essence à 0,15g/l de plomb peut émettre 100 à 150 mg/km de particules, dont la masse en plomb peut dépasser les 2,5% [4].

Les émissions mondiales de plomb issues du trafic routier étaient estimées à  $248 \cdot 10^6$  kg/an en 1993 [7].

Cependant et depuis l'introduction dans les années 80 de l'essence sans plomb, ces taux d'émissions sont en nette régression.

Dans certaines grandes métropoles le taux de pollution particulaire issue du trafic routier est de l'ordre de 20 à 30% [13].

A toutes ces sources de pollution par les particules, il faut ajouter la part importante provenant de la conversion dans l'atmosphère, par divers mécanismes, de polluants

gazeux en particules. C'est surtout le cas des sulfates et nitrates issus respectivement du  $\text{SO}_2$  et  $\text{NO}_x$  [4].

L'émission de particules d'origine anthropogénique s'élève globalement à  $269.10^9 \text{ kg/an}$ , soit environ 12% du taux des particules d'origine naturelle [4].

Comme le montre le tableau N°3, l'émission directe des particules anthropogéniques s'élève seulement au 1/3 du taux global, le reste résulte de la conversion gaz/particules[4].

**Tableau N° 3 : Taux d'émission des particules anthropogéniques [4].**

| Source d'émission                                    | Quantités émises (Kg/an)     |
|--|------------------------------|
| - Emission sous forme de particules                  | $84.10^9$                    |
| - Particules formées des gaz polluant :              |                              |
| ▪ Sulfate à partir de $\text{SO}_3$                  | $133.10^9$                   |
| ▪ Nitrates à partir des $\text{NO}_x$                | $27.10^9$                    |
| ▪ Particules photochimiques issues des hydrocarbures | $25.10^9$                    |
| <b>Total</b>   | <b><math>269.10^9</math></b> |

Sur le tableau N° 4 on indique les émissions mondiales de certains métaux lourds selon la source émettrice. A remarquer l'ampleur des émissions du plomb par le trafic routier.

**Tableau N° 4 : Valeurs médianes des émissions de métaux de sources naturelles et anthropiques (tonnes/an) [7].**

| Nature des sources                            | Cr     | Cu     | Ni     | Pb      | Zn      |
|---|--------|--------|--------|---------|---------|
| *Combustion du charbon                        | 11275  | 5.005  | 13.763 | 8.158   | 11.101  |
| -Centrales électriques                        | 4495   | 2.015  | 5.348  | 2.713   | 4.418   |
| -Industrie et chauffage domestique            | 6780   | 2.990  | 8.415  | 5.445   | 6.683   |
| *Combustion du fuel                           | 1408   | 1.959  | 27.065 | 2.419   | 2.159   |
| -Centrales électriques                        | 334    | 1.334  | 9.170  | 986     | 727     |
| -Industrie et chauffage domestique            | 1074   | 625    | 17.895 | 1.433   | 1.432   |
| *Production des métaux non ferreux            |        | 26.738 | 8.781  | 49.085  | 71.572  |
| -Mines  |        | 480    | 800    | 2.250   | 465     |
| -Production de plomb                          |        | 273    | 331    | 21.420  | 332     |
| -Production de cuivre et nickel               |        | 25.525 | 7.065  | 16.575  | 6.375   |
| -Production de Zinc et cadmium                |        | 460    | 8.510  | 64.400  | 64.400  |
| *Production secondaire des métaux non ferreux |        | 110    |        | 765     | 855     |
| *Sidérurgie fer et acier                      | 15.620 | 1.491  | 3.568  | 7.633   | 19.525  |
| *Incinération des déchets                     | 1.139  | 1.575  | 464    | 2.370   | 5.600   |
| -Municipales                                  | 539    | 1.470  | 259    | 2.100   | 5.600   |
| -Boues  | 600    | 105    | 105    | 270     | 300     |
| *Industrie des fertilisants                   |        | 411    | 411    | 165     | 4.110   |
| *Production de ciment                         | 1335   |        | 490    | 7.129   | 9.790   |
| *Combustion du bois                           |        | 900    | 1.200  | 2.100   | 3.600   |
| *Sources mobiles (trafic routier)             |        |        |        | 248.030 |         |
| *Divers                                       |        |        |        | 4.000   | 3.254   |
| Total des émissions anthropogéniques          | 30777  | 38.189 | 55.642 | 331.851 | 131.866 |
| Total des émissions naturelles                | 44000  | 28.000 | 30.000 | 12.000  | 45.000  |



## II.2 – Dynamiques des particules :

Une particule dans l'air est, en général, soumise aux forces de gravité et d'inertie, aux forces dues à la viscosité de l'air, aux forces dues aux mouvements browniens et à une série de forces électriques et thermiques.

Ces forces peuvent agir sur la particule en même temps, comme elles peuvent agir sur elle séparément.

D'autre part la présence des mouvements de tourbillonnement (verticaux, horizontaux) dans l'atmosphère influence considérablement la vitesse de chute des particules, surtout pour les fines particules. On donne ci-dessous (Tableau N°5) quelques valeurs de la vitesse de sédimentation pour des particules sphériques de masse volumique  $1g/cm^3$  dans l'air à  $20\text{ }^\circ\text{C}$ .

**Tableau N° 5 : Vitesse de sédimentation de quelques particules sphériques [14].**

| Diamètres ( $\mu\text{m}$ ) | Vitesse de sédimentations (cm/s) |
|-----------------------------|----------------------------------|
| 200                         | 120                              |
| 100                         | 30                               |
| 50                          | 7                                |
| 10                          | 0,3                              |
| 5                           | 0,07                             |
| 1                           | 0,007                            |
| 0,5                         | 0,0007                           |

Ainsi les particules de diamètre inférieur à  $0,1\sim 0,5\mu\text{m}$  se comportent comme des molécules gazeuses et migrent selon un mouvement Brownien. Leur vitesse de chute n'est pas mesurable.

Les particules de plus de  $0,5\mu\text{m}$  ont une vitesse de chute calculable, mais celle-ci est si faible qu'elle est sans importance pratique, étant donné que les flux d'air ascendants empêchent la tendance à la sédimentation.

Les particules d'une grosseur de l'ordre de  $10\mu\text{m}$  tombent à une vitesse constante et calculable mais les flux d'air normaux les maintiennent généralement en suspension.

Enfin, au-delà d'un diamètre de  $10\mu\text{m}$ , les particules sédimentent plus ou moins rapidement.

Pour les particules fines, la sédimentation a lieu grâce au processus d'interception et impaction tandis que les particules moins fines se déposent par sédimentation gravitaire [14, 15].

C'est ainsi que l'étude de la dynamique des particules en suspension peut être réduite à trois cas :

**a) – Les particules de diamètre supérieur à 1 $\mu$ m :**

Dans ce cas, on se trouve dans le régime de sédimentation où la particule atteint une vitesse limite de chute. Le déplacement de la particule est régi par la loi de Stokes [14].

*Force de gravité – Poussée d'Archimède = Force de viscosité*

$$\text{Soit : } \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot \frac{d^3}{8} \cdot (\rho_{\text{particule}} - \rho_{\text{fluide}}) \cdot g = 3 \cdot \pi \cdot V \cdot d \mu \dots\dots\dots (1)$$

Comme  $\rho_{\text{fluide}}$  est négligeable dans l'air devant  $\rho_{\text{particules}}$ , on obtient la vitesse de sédimentation  $V_s$  connue sous la loi de Stokes.

Avec :

$$V_s = \frac{d^2}{18 \cdot \mu} \cdot \rho_p \cdot g \dots\dots\dots (2)$$

$\rho_p$  : densité des particules.

$\mu$  : viscosité de l'air.

$d$  : diamètre des particules.

Cette vitesse n'est toutefois valable que pour les particules ayant un diamètre compris entre 30 et 2  $\mu$ m.

Pour les particules se rapprochant du diamètre de 1 $\mu$ m, on introduit dans la vitesse de chute le facteur de correction de Cunningham qui tient compte de l'influence grandissante de la viscosité, du nombre de Reynolds et de la valeur du libre parcours moyen des molécules.

L'expression de la vitesse de chute devient [16] :

$$V = V_s \cdot \left[ 1 + A \cdot \frac{\lambda}{2} \right] \dots\dots\dots(3)$$

Avec :

$A$  : facteur correctif de l'ordre de 0,8 à 0,9

$\lambda$  : espace libre moyen intermoléculaire

En général, les vitesses de sédimentation des particules inférieures à  $10\mu\text{m}$  sont si faibles que la moindre convection les maintient en suspension.

Vers  $0,5\mu\text{m}$  l'amplitude du mouvement Brownien devient supérieure à la vitesse de sédimentation, assurant le maintien des particules en suspension permanente.

### **b) – Les particules fines de diamètre compris entre 0,1 et $1\mu\text{m}$ :**

Lorsque le diamètre des particules est inférieur à  $1\mu\text{m}$ , le comportement de l'air n'est plus un milieu continu ; dans ce cas les particules subissent des collisions erratiques qui provoquent des déplacements aléatoires (mouvement brownien) et il résulte une diffusion. Cette diffusion est caractérisée par le coefficient  $D$  qui peut être calculé à partir de la théorie cinétique des gaz [14].

$$D = \frac{K.T}{3\pi \cdot \mu \cdot d} \dots\dots\dots(4)$$

Avec :

$K$  : Constante de Boltzman ( $1.38 \cdot 10^{-16} \text{ erg}/^\circ\text{C}$ )

$\mu$  : Viscosité de l'air ( $180 \mu\text{P}$  à  $27^\circ\text{C}$ )

$d$  : Diamètre des particules ( $\text{cm}$ )

$T$  : Température  $^\circ\text{C}$

A une température de  $27^\circ\text{C}$ , on obtient alors :

$$D = 2.6 \frac{1}{d(\mu\text{m})} \cdot 10^{-7} \text{ cm/s} \dots\dots\dots(5)$$

Les particules qui diffusent ont alors un déplacement moyen  $X$  sur un temps  $T$ , donné par la loi d'Einstein [14].

$$X = \sqrt{2.D.T} \dots\dots\dots(6)$$

Le tableau N° 6 représente, les vitesses de sédimentation et les déplacements moyens selon le diamètre des particules [14].

**Le tableau N° 6 : Vitesse de chute et déplacement moyen des particules en suspension.**

| Diamètre des particules ( $\mu m$ ) | Vitesse de chute ( $\mu m/s$ ) | Déplacement moyen dans une direction ( $\mu m/s$ ) |
|-------------------------------------|--------------------------------|--|
| 10                                  | $3 \cdot 10^3$                 | 1,8  |
| 1                                   | 35                             | 6  |
| 0,4                                 | 7                              | 10   |
| 0,1                                 | 1                              | 30   |

**c) – Les particules submicroniques (diamètre inférieur à  $0,1 \mu m$ )**

**[14, 17] :**

Les phénomènes de diffusion de ces particules provoquent la collision de ces dernières, il en résulte une agglomération qui en réduit progressivement le nombre.

Le taux de diminution de ces particules par agglomération est donné, en fonction du temps, par la relation :

$$-\frac{dn}{dt} = k.n^2 \dots\dots\dots(7)$$

$$\text{soit, } \frac{1}{n} - \frac{1}{n_0} = k.t \dots\dots\dots(8)$$

Avec :

$k$  : constante dépendant de la taille des particules, de leur diffusivité, de la température, de la pression, de la viscosité et du degré de turbulence de l'air.

$n_0$  : nombre de particules au temps  $t=0$ .

En conclusion de cette étude sur la dynamique des particules, et comme déjà mentionné auparavant, on retiendra que les particules les plus fines condensent et coagulent pour enrichir les fractions de diamètre supérieur, tandis que les particules

les plus grosses disparaissent de l'atmosphère à des vitesses variables. Seul les particules d'un diamètre équivalent compris entre 0,1 et 15 à 20  $\mu\text{m}$  subsistent dans l'air.

Il faut toutefois signaler que le processus de croissance d'une particule dans l'atmosphère est un phénomène qui reste encore mal compris ; le diamètre d'une particule cesse de croître quand il atteint environ 1  $\mu\text{m}$ . D'autre part, la nature et les processus mécaniques ne semblent pas capables de diviser une substance en particules de diamètre inférieur à 1  $\mu\text{m}$ .

A ces phénomènes viennent s'ajouter les diverses transformations que peuvent subir les particules dans l'atmosphère ; certaines servent de noyaux de condensation des gaz, d'autres agissent chimiquement avec les gaz et les vapeurs pour former d'autres composés (formation par exemple de particules de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  à partir du  $\text{SO}_2$  et  $\text{NH}_3$ ).

On a très tôt reconnu que les particules fines proviennent surtout des réactions de combustion, elles sont essentiellement acides et nécessitent une attention particulière. De même, les particules les plus fines contiennent la majorité des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) avec un diamètre aérodynamique médian de moins de 1  $\mu\text{m}$  [12].

Le comportement dynamique des particules et leurs propriétés de migration dans l'atmosphère en fonction de leur diamètre sont ainsi résumés sur la figure N°1 [14].

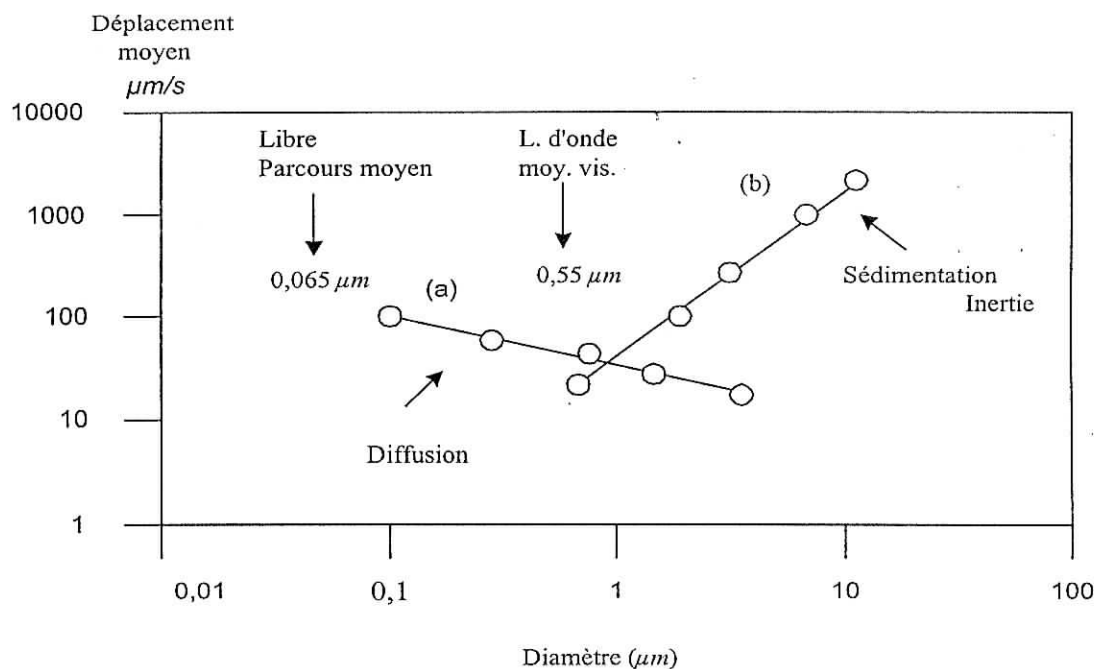


Figure N° 1 : Déplacement moyen par seconde des particules de différents diamètres.

- (a) Diffusion pour les plus fines ( $d < 0,5 \mu\text{m}$ )
- (b) Sédimentation pour les plus grosses ( $d > 1 \mu\text{m}$ )

### II.3 – Composition chimique des particules fines :

L'aérosol de particules est constitué de quatre fractions majeures :

- Fraction minérale soluble dans l'eau.
- Fraction minérale insoluble.
- Fraction carbonée.
- Fraction organique.

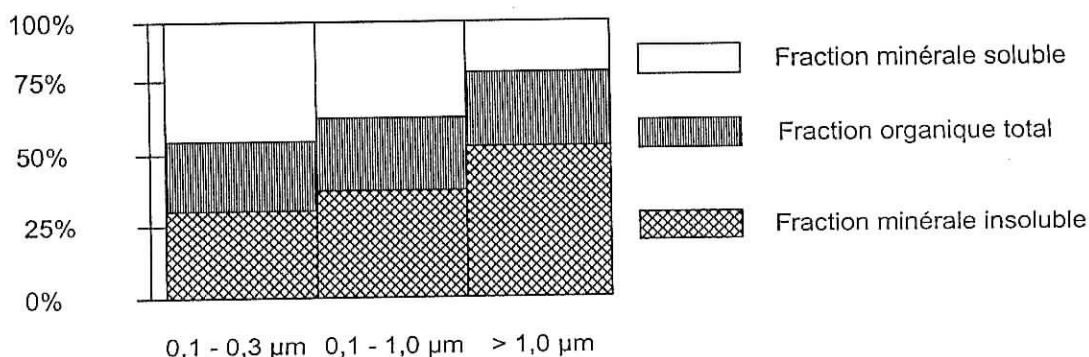
La répartition des fractions diffère de façon importante suivant la taille des particules.

Ainsi, la fraction insoluble augmente régulièrement quand la taille augmente. La fraction soluble diminue quand le diamètre augmente.

L'importance relative des fractions carbonées et organiques varie beaucoup, mais la somme de ces deux fractions reste approximativement constante (Figure N° 2) [18].

La fraction minérale soluble contient principalement les aérosols secondaires, sulfates et nitrates provenant de la conversion du  $\text{SO}_2$  et  $\text{NO}_2$  ainsi que les ions chlorures et ammonium. La partie insoluble est riche en fer, aluminosilicates et métaux lourds.

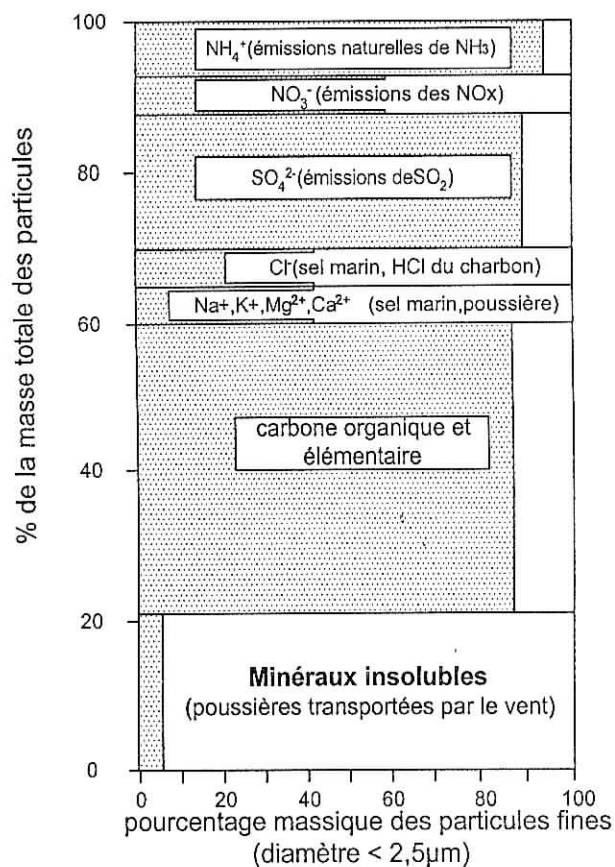
La fraction carbonée est constituée de carbone élémentaire appelé aussi « carbone suie » ou « black carbon ». Ce carbone non fonctionnalisé et hautement polymérisé est non réactif. Il provient de toutes les combustions et des débris de matériaux organiques relargués par les activités humaines.



**Figure N° 2 : Proportions relatives des fractions chimiques composant les particules en fonction de leur taille.**

Le carbone organique se retrouve sous forme d'alcane lourds, d'alcools, d'esters et de composés aromatiques polycycliques (HAP). Il s'agit de composés organiques à chaînes longues de 8 à 30 atomes de carbone [18].

La figure N° 3, présente un exemple des composés majeurs des PM-10 et leur proportion dans les particules fines mesurées en Angleterre en 1997 [19].



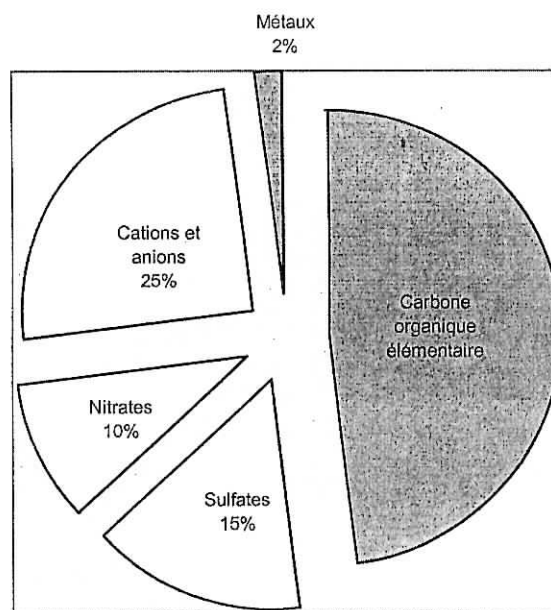
**Figure N° 3 : Composants majeurs des PM – 10 et leur proportion dans les particules fines (PM – 2,5) mesurées en Angleterre [19].**

On estime globalement que plus de 80% du carbone élémentaire et carbone organique et des aérosols secondaires se trouvent dans les PM-2,5. Les particules d'un diamètre compris entre 2,5 et 10  $\mu\text{m}$  contiennent environ 50% de ces substances et un taux important de minéraux insolubles [19].



Les particules atmosphériques ont des compositions chimiques différentes selon la nature du processus qui a conduit à leur formation. On peut trouver une partie organique formée de carbone, une part minérale (aluminosilicates...), des nitrates provenant de l'oxydation des oxydes d'azote, des sulfates provenant de l'oxydation du dioxyde de soufre, des cations et anions solubles ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ...), des métaux. Cette multiplicité de sources conduit également à une multiplicité dans la composition chimique qui reste délicate et coûteuse à analyser.

Nous présentons en figure N° 4 une composition moyenne des PM-10 [20].



**Figure N° 4 : Composition des particules fines en suspension en milieu urbain (< 10 µm) [20].**

## **II.4 – Calcul de la dispersion des émissions de plomb issues du trafic routier:**

### **II.4.1 – Modélisation de la dispersion des polluants :**

La modélisation de la diffusion des polluants dans l'atmosphère a plusieurs intérêts. En permettant la simulation puis la prévision d'épisodes de pollution forte, des mesures peuvent être prises pour limiter la pollution, ou pour protéger les populations exposées. La dispersion des polluants renvoie aux principes de la circulation atmosphérique. En effet, les paramètres importants à prendre en compte dans la modélisation de la dispersion sont les facteurs météorologiques (vent, température, pression atmosphérique, etc.), mais aussi la topographie du site et les éléments d'aménagement autour du site. Divers modèles ont été développés pour estimer la dispersion des polluants en prenant en compte ces paramètres [21].

#### **a) – Météorologie**

La météorologie qui est un élément essentiel dans l'appréhension des phénomènes de dispersion de la pollution exerce un rôle primordial dans les travaux de simulation. Des paramètres météorologiques, on tire deux informations :

- Les types de temps favorables ou défavorables à la dispersion des polluants d'une part, et les types de temps favorables ou défavorables aux transformations physico-chimiques des polluants.
- Les paramètres météorologiques importants pour l'étude de la dispersion des polluants sont la vitesse et direction du vent, la température, la nébulosité et l'humidité.

Notons que les précipitations jouent aussi un rôle important, en plaquant au sol des particules polluantes et en les emportant dans les eaux d'écoulement. Cela ne relève cependant pas de l'étude de la diffusion des polluants dans l'atmosphère. Elles doivent par contre être prises en compte pour le calcul des immissions de polluants (dépôts au sol).

Le vent, sa vitesse et sa direction, sont très importants. Un vent fort permet de disperser les polluants. De ce fait, de fortes concentrations sont peu probables dans ces conditions. La direction du vent joue un rôle important dans le déplacement des polluants. Son rôle s'explique plus dans sa relation avec la topographie du site. En effet, la direction du vent influence directement le déplacement des polluants. Si le vent est stoppé par un obstacle, tel un versant de montagne, on peut assister à une stagnation des polluants sur ce flanc, ou une remontée de la pollution sur le versant.

La température influe de plusieurs façons. Tout d'abord, une faible température entraîne un changement de comportement des gens en favorisant une hausse du chauffage urbain et de l'utilisation des véhicules, ce qui augmente les émissions. Mais la température agit aussi dans la formation de polluants secondaires tels que l'ozone. La nébulosité est responsable de la formation d'un « couvercle » au-dessus d'une zone polluée. Elle réduit également l'apport radiatif du soleil, ce qui tend à diminuer les transformations physico-chimiques des polluants primaires.

L'humidité joue un rôle dans le « captage » des particules polluantes. Les gouttelettes d'eau en suspension retiennent les polluants, ce qui accroît leur stagnation.

Une forte pollution est en général favorisée par un vent faible et une forte stabilité thermique. C'est le cas type des anticyclones.

La détermination pour la zone étudiée de la rose des vents vitesses-directions et des paramètres de stabilité atmosphérique est nécessaire pour la modélisation de la dispersion des polluants.

### **b) – Topographie**

Les effets de la topographie sont aussi importants dans les mécanismes de diffusion des polluants. La stabilité atmosphérique combinée à une topographie complexe empêche la circulation de l'air et donc l'évacuation des polluants.

Dans le cas d'une route encaissée par exemple, les polluants auront tendance à stagner aux abords de la route, tandis que si elle est surélevée, ils pourront s'évacuer plus facilement. La présence d'arbres à proximité de la route est aussi un facteur de rétention

des polluants. Si la route est en bord de mer, la différence de température entre la mer et la terre est responsable de la formation d'une brise aidant la dispersion des polluants. En vallée de montagne, les brises froides descendant durant la nuit des sommets environnants provoquent le phénomène d'inversion thermique, qui engendre une stagnation de polluants.

#### II4.2 – Calcul de la dispersion : le modèle gaussien de diffusion

La modélisation de la dispersion des polluants sur la base d'une formulation gaussienne de la diffusion est une approche qui est très souvent utilisée dans la simulation de la qualité de l'air en milieu urbain. Cette approche est basée sur le développement de l'équation classique de diffusion de Fick.

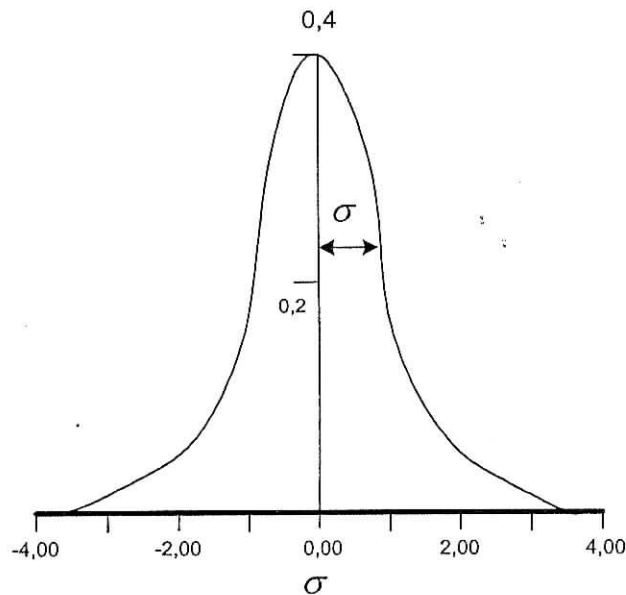
$$\frac{dC}{dt} = K \frac{d^2C}{dx^2} \dots\dots\dots(9)$$

où  $C$  est la concentration de la matière et  $K$  est le coefficient de diffusion.

La solution analytique de l'équation pour une seule dimension et la suivante [19] :

$$C = \frac{Q}{(4Kt)^{0.5}} \exp\left(\frac{-x^2}{4Kt}\right) \dots\dots\dots(10)$$

Où  $Q$  est le débit à la source (  $\text{kg.s}^{-1}$  ). La concentration est maximal au point d'émission et diminue dans les directions positives et négatives qui suivent le modèle de la distribution Gaussien [19].



**Figure N°5 : La signification physique de sigma dans la distribution standard de Gauss**

L'équation de la dispersion des particules dans le cas d'une diffusion instantanée en trois dimensions en prenant en compte la vitesse moyenne du vent, est la suivante [19]:

$$C(x, y, z, t) = \frac{Q}{(2\pi\sigma^2)^{3/2}} \exp\left(\frac{-r^2}{2\sigma^2}\right) \dots\dots\dots (11)$$

où  $\sigma$  est la déviation standard de la concentration dans la direction des fumées à t quelconque et, et

$$r^2 = (x - V_{moy}.t)^2 + y^2 + z^2 \dots\dots\dots (12)$$

### L'équation de la dispersion du panache :

En suivant l'analyse donnée pour la dispersion des fumées, on peut conclure que l'émission à partir d'une source ponctuelle continue peut être considérée comme une série continue de panaches, et dans ce cas l'équation du panache s'écrit comme suit :

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi V_{moy} \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \dots\dots\dots (13)$$

$\sigma_y, \sigma_z$  sont les Déviations standards de la distribution des concentrations dans les directions latérale ( $y$ ) et verticale ( $z$ ) en  $m$  et  $H$  c'est la hauteur effective de la source d'émission de polluants en  $m$ .

### L'équation du modèle de Gauss:

Dans ce modèle qui s'applique à un panache de polluants émis à partir d'une source ponctuelle ou mobile, la distribution des concentrations d'un polluant dans les plans horizontaux et verticaux d'un panache émis par une source polluante suit la loi normale ou gaussienne.

Supposons qu'aucun polluant n'est absorbé par le sol et tout polluant qui arrive au sol est remis en suspension dans l'atmosphère. Cela nous amène à supposer une deuxième source qui est l'image de la première et égale dans magnitude à la source réelle mais a localisé aux coordonnées  $(0, 0, -H)$ , c'est à dire une distance de  $2H$  verticalement en dessous de la source réelle.

Dans ce cas et pour une source ponctuelle continue, la diffusion gaussienne donnée en fonction de la stabilité atmosphérique et du vent, s'exprime par [21, 22] :

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zV} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \times \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \dots\dots(14)$$

$C(x, y, z, H)$  : Concentration  $g/m^3$  sous le vent du polluant au point de coordonnées  $x, y, z$ .

$x$  : La distance sous le vent située juste au-dessous de l'axe du panache.

$y$  : La distance latérale par rapport à l'axe du panache en  $m$ .

$z$  : La hauteur par rapport au sol en  $m$ .

$Q$  : Débit de la source de polluants en  $g/s$ .

$H$  : Hauteur effective de la source de polluants en  $m$ .

$V$  : vitesse du vent au sommet de la cheminée en  $m/s$ .

$\sigma_y, \sigma_z$  : Déviations standards de la distribution des concentrations dans les directions latérale ( $y$ ) et verticale ( $z$ ) en  $m$ .

Cette équation est valable pour des polluants non réactifs et non secondaires qui ne subissent pas des transformations chimiques dans l'atmosphère. C'est le cas en général des particules atmosphériques.

Les dimensions latérale  $\sigma_y$  et verticale  $\sigma_z$  du panache sont estimées par les relations suivantes :

$$\sigma_y = a \cdot x^{0.903} \dots\dots\dots(15)$$

$$\sigma_z = b \cdot x^c \dots\dots\dots(16)$$

où  $a$ ,  $b$  et  $c$  sont des paramètres qui dépendent des classes de stabilité atmosphérique.

En fonction de la vitesse du vent, de l'intensité des radiations solaires et de la couverture nuageuse, Pasquill [21,22] a déterminé 7 catégories de stabilité atmosphérique : A, B, C, D, E, F et G. Le tableau N° 19 présente les conditions météorologiques qui entraînent une catégorie donnée de stabilité atmosphérique.

**Tableau N° 19 : Catégories de stabilité de l'atmosphère d'après Pasquill.**

| Vitesse<br>du Vent<br>(m/s) | Jour   |                  |                     | 1 heure avant<br>le lever du jour et<br>1 heure après le<br>coucher du soleil | Nuit   |                                |
|-----------------------------|--|------------------|---------------------|---|--|--------------------------------|
|                             | Radiation solaire $mW/cm^2$<br>(Insolation diurne) |                  |                     |   | Ciel couvert par des nuages<br>clairs ou par plus de 4/8 | Couverture nuageuse<br>< à 3/8 |
|                             | Forte<br>$\geq 60$                                 | Modérée<br>30-60 | Faible<br>$\leq 30$ |   |  |                                |
| <2                          | A  | A-B              | B                   | D   | F-G  | F-D                            |
| 2-3                         | A-B  | B                | C                   | D   | F  | E-D                            |
| 3-5                         | B  | B-C              | C                   | D   | E  | D                              |
| 5-6                         | B  | C-D              | D                   | D   | D  | D                              |
| >6                          | C  | D                | D                   | D   | D  | D                              |

Une fois la classe atmosphérique établie, on détermine d'après le tableau N° 20 les paramètres de Pasquill  $a$ ,  $b$  et  $c$  [21, 22].

Tableau N° 20 : Coefficients de Pasquill  $a$ ,  $b$  et  $c$ , en fonction de la classe atmosphérique et de la distance à la source.

| Classe<br>atmosphérique | Distance     |                       |              | Distance  |                       |           | Distance  |                       |              |
|-------------------------|--------------|-----------------------|--------------|-----------|-----------------------|-----------|-----------|-----------------------|--------------|
|                         | $x \leq x_1$ | $x_1 \leq x \leq x_2$ | $x_2 \leq x$ | $x_1 (m)$ | $x_1 \leq x \leq x_2$ | $x_2 (m)$ | $x_1 (m)$ | $x_1 \leq x \leq x_2$ | $x_2 \leq x$ |
|                         | $a$          | $b$                   | $c$          |           | $b$                   | $c$       |           | $b$                   | $c$          |
| A                       | 0,40         | 0,125                 | 1,03         | 250       | 0,00883               | 1,51      | 500       | $2,26 \cdot 10^{-4}$  | 2,10         |
| B                       | 0,295        | 0,119                 | 0,986        | 1000      | 0,0579                | 1,09      | 10000     | 0,0579                | 1,09         |
| C                       | 0,20         | 0,111                 | 0,911        | 1000      | 0,111                 | 0,911     | 10000     | 0,111                 | 0,911        |
| D                       | 0,13         | 0,105                 | 0,827        | 1000      | 0,392                 | 0,636     | 10000     | 0,948                 | 0,540        |
| E                       | 0,098        | 0,100                 | 0,778        | 1000      | 0,373                 | 0,587     | 10000     | 2,85                  | 0,366        |

L'identification de la catégorie atmosphérique et la détermination des coefficients de Pasquill permettent alors de calculer les dimensions  $\sigma_y$  et  $\sigma_z$  du panache [21, 22].



### **III – EFFETS DES PARTICULES EN SUSPENSION :**

#### **III –1. Effets des particules sur la santé humaine :**

##### **III –1.1. Le cheminement des particules dans l'appareil respiratoire :**

L'inhalation est la principale voie d'exposition de l'être humain aux particules en suspension. L'action nocive des matières particulaires en suspension dans l'air s'exerce ainsi principalement, si ce n'est exclusivement, par les voies respiratoires. Il faut rappeler ici qu'une personne respire chaque jour  $15 \text{ m}^3$  d'air et que la zone des échanges gazeux de l'appareil respiratoire constitue une interface de  $70 \text{ m}^2$  environ entre le milieu extérieur et l'organisme.

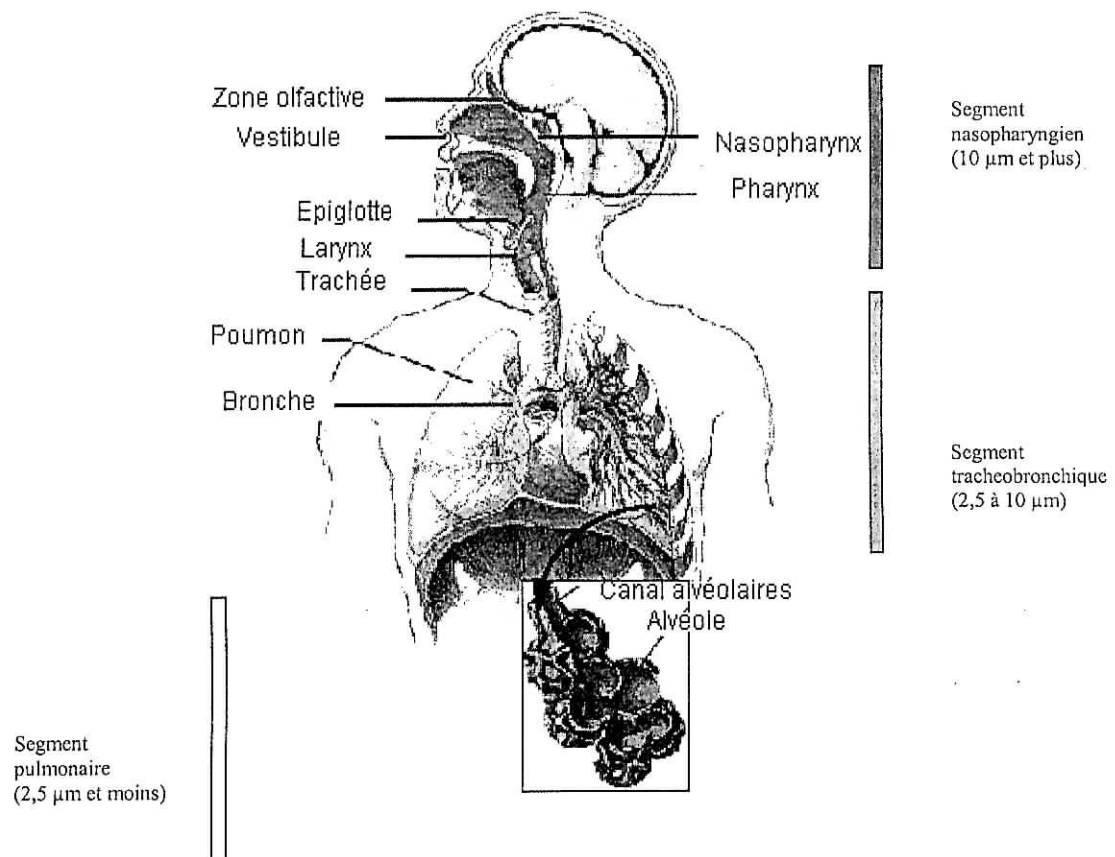
La profondeur de pénétration et les mécanismes de déposition des particules dans l'appareil respiratoire dépendent d'abord de leur granulométrie et de la morphologie des voies aériennes qui conditionne les modalités de l'écoulement aérien.

Ainsi les particules de diamètre aérodynamique supérieur à  $10 \mu\text{m}$  sont retenues au niveau des voies aériennes supérieures. Leur rétention se fait par deux mécanismes principaux : La filtration-interception et l'impaction au niveau du nez, gorge et des voies aériennes supérieures.

Les particules de diamètre compris entre  $2,5$  et  $10 \mu\text{m}$  se déposent au niveau de l'arbre trachéobronchique par impaction. Dans cette zone, les particules peuvent être éliminées par clearance mucociliaire et la toux [23, 24].

Les particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à  $2,5 \mu\text{m}$  (particules alvéolaires) pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire jusqu'aux sacs alvéolaires où ils se déposent par diffusion. En ce point la vitesse de l'air est très faible. Au niveau alvéolaire, les particules déposées peuvent être phagocytées par les macrophages et selon leur solubilité, certaines seront retenues alors que d'autres sont véhiculées vers les lymphatiques bronchiques d'où elles pourront diffuser par voie hémotogène dans tous les organes [23, 24].

Nous illustrons en figure N° 6 le devenir des particules atmosphériques dans l'appareil respiratoire en fonction de leur granulométrie [25].



**Figure N° 6 : Devenir des particules atmosphériques dans l'appareil respiratoire en fonction de leur granulométrie moyenne [25].**

### **III.1.2 – Evaluation des effets des particules polluantes sur la santé :**

Les chercheurs utilisent trois principales approches pour étudier les relations entre santé humaine et polluants atmosphériques :

- Les études épidémiologiques
- Les études cliniques (exposition de sujets humains aux polluants, dans des conditions contrôlées)
- Les études toxicologiques

Dans le cas des études épidémiologiques sur les effets des particules, on examine les corrélations statistiques existant entre les fluctuations de la prévalence des troubles cardiorespiratoires dans la population générale. Il faut rappeler que les effets nocifs de l'exposition aux particules sont strictement associés à l'appareil cardiorespiratoire (cœur et poumons). Il arrive qu'on conteste les résultats des analyses épidémiologiques et leur interprétation, en raison de l'existence de facteurs confondants tels que la température, l'humidité, les autres polluants et l'état de santé des sujets, qui peuvent contribuer aux effets observés.

Les études cliniques permettent cependant d'examiner de manière plus approfondie les corrélations établies par les études épidémiologiques, en exposant des sujets à des quantités déterminées de polluants ; évidemment, pour des raisons d'éthique, les effets sur la santé induits doivent être réversibles et de courte durée.

Les études toxicologiques consistent à exposer des animaux, ou des tissus humains et animaux, à des polluants. Cependant, il est difficile d'extrapoler aux être humains les résultats obtenus chez les animaux.

Dans une optique de santé publique, les études épidémiologiques constituent le meilleur moyen d'examiner les effets sur la population générale d'une exposition aux polluants qui sont réellement présents dans l'atmosphère. Les études cliniques et toxicologiques sont alors utilisées pour corroborer éventuellement les signes épidémiologiques observés et expliquer les mécanismes par lesquels l'exposition aux particules peut provoquer l'apparition de certains effets.

Dans l'évaluation des effets des particules polluantes sur la santé, ce sont manifestement les études épidémiologiques réalisées en grand nombre qui présentent

les preuves les plus probables de l'existence d'un lien de cause à effet entre les effets cardiorespiratoires et les particules présentes dans l'air ambiant à des concentrations usuellement rencontrées (Tableau N° 7) [26].

Ces études menées dans des conditions ambiantes très diversifiées dans de nombreuses villes montrent les effets suivants [26]:

- Accroissement de la mortalité attribuable aux maladies cardiorespiratoires.
- Hausse des hospitalisations attribuables aux maladies cardiorespiratoires.
- Dégradation de la fonction pulmonaire chez les enfants et les adultes asthmatiques.
- Symptômes respiratoires entraînant l'absentéisme au travail et une restriction des activités.
- Existence de troubles chroniques de dégradation de la fonction et la capacité pulmonaire chez l'enfant ainsi qu'une grande incidence de la bronchite chronique et de l'asthme.

**Tableau N° 7 : Concentration moyennes des particules fines et effets sur la santé.**

| Effets sur la santé                       | Intervalle des teneurs en particules observées dans diverses études ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). |             |
|---|---|-------------|
| Absentéisme scolaire                      | PM-10   | 40,9 – 50,9 |
| Santé pulmonaire et fonction respiratoire | PM-2,5  | 0,5 – 11,0  |
| Hospitalisations                          | PM-10   | 29,6 – 50,0 |
| Mortalité                                 | PM-2,5  | 11,0 – 29,6 |
|   | PM-10   | 18,2 – 47,9 |

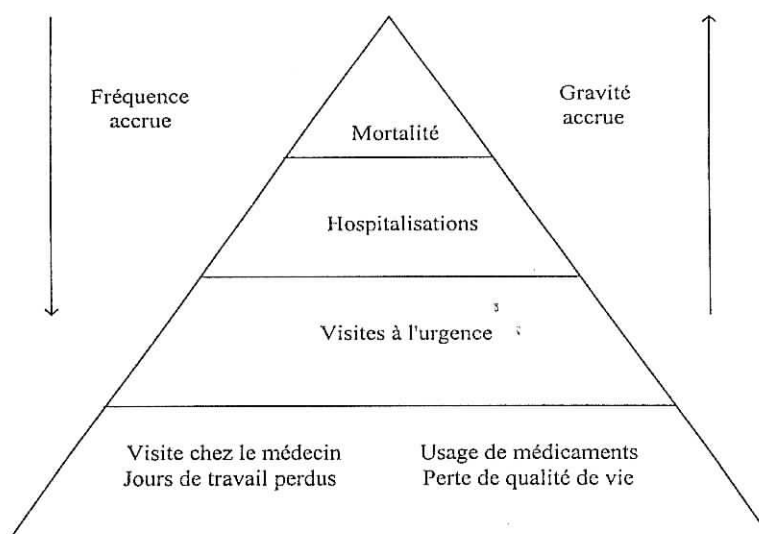
Les personnes souffrantes et personnes âgées sont particulièrement sensibles à une exposition aux particules.

Les effets observés ne sont certes pas de forte ampleur, mais très significatifs.

On estime ainsi que les hausses de mortalité observées pour chaque hausse de concentration de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sont comprises entre 0,5 et 1,7 % environ pour les PM-10 et sont de l'ordre de 1,5 % pour les PM-2,5 et 2,2 % pour les sulfates.

Les hausses d'hospitalisation, pour chaque hausse de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vont de 0,7 à 0,8 % pour les PM-2,5 et 2 à 2,7 % pour les sulfates [26].

L'évolution en cascade de l'effet des polluants sur la santé est illustré en figure N° 7 [26].



**Figure N° 7 : Effets en cascade de la pollution particulaire sur la santé**

Dans le même contexte, une étude effectuée pendant une année à St-Louis (USA) a montré, qu'en tenant compte des effets de divers polluants, de la température, de la saison, des jours les plus chauds et les jours les plus froids, que ce sont les PM-10 qui sont le plus fortement corrélés avec le nombre de décès enregistrés. Une augmentation des teneurs en PM-10 de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deux jours auparavant est suivie d'une augmentation des cas décès de 16 % [27].

Une étude similaire de cohortes dans un immense collectif de 550.000 personnes provenant de 151 agglomérations des USA de 1982 à 1989 a montré que par tranche de  $10 \mu\text{g}$  de PM<sub>2,5</sub>, le risque de décès total augmentait de 7%, et le risque de décès par maladie cardiaque ou pulmonaire d'environ 12% [28].

En suisse, une étude portant sur les maladies respiratoires et les allergies chez les enfants en âge scolaire, montre une relation entre les TSP, les PM-10, le NO<sub>2</sub> et le SO<sub>2</sub> et la fréquence d'apparition des maladies des voies respiratoires. La relation la plus étroite est observée avec les valeurs de PM-10 [29].

Une synthèse des diverses études portant sur les effets à court et long terme sur divers paramètres de santé (mortalité, consultations en urgence, diminution de la fonction pulmonaire etc...) est à ce titre très instructif. Nous en présentons les principaux points:

**a) – Effets à court terme:**

Une étude américaine portant sur les effets à court terme des PM-10 trouve pour un accroissement des teneurs en PM-10 par tranche de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , un accroissement de la mortalité totale de 1%, de la mortalité par maladies respiratoires de 3,4%, et de la mortalité par maladies cardio-vasculaires de 1,4%. De plus, on observe une augmentation des hospitalisations pour asthme de 1,9% ou une augmentation de toutes les hospitalisations pour affections pulmonaires de 0,8%. Les crises d'asthme chez les asthmatiques augmentent, d'après cette synthèse, par tranche de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de PM-10, d'environ 3% ; les résultats des fonctions pulmonaires chez les enfants diminuent d'environ 0,08%.

Les symptômes des voies aériennes inférieures augmentent, pour une population moyenne, de 3% ceux des voies aériennes supérieures d'environ 0,7% et la toux de 1,2% [30, 31].

Le tableau N° 8 résume les résultats de diverses études se rapportant aux effets à court terme. Les pourcentages indiquent les changements observés pour une augmentation des PM-10 par tranche de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Par exemple, lorsque la valeur moyenne journalière de la veille passait de 30 à  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de PM-10, on relève un accroissement de 2 % des urgences pour asthme chez les enfants [29].

**Tableau N° 8 : Effets à court terme par tranche de  $10 \mu\text{g}$  de PM-10.**

|   |            |
|---|------------|
| Mortalité totale sans les accidents   | +1,1-1,6%  |
| Consultations en urgence pour asthme chez les enfants et les jeunes adultes           | +2-3,5%    |
| Hospitalisations de personnes de plus de 65 ans                                       |            |
| *Pour pneumonie   | +1,2-1,7%  |
| *Pour bronchite chronique   | +1,9-2,7%  |
| Diminution de la fonction pulmonaire chez l'enfant C <sub>VF</sub> , FEV <sub>1</sub> | -0,1-0,25% |
| Symptôme des voies aériennes inférieures, enfant                                      | +1,7-17%   |

Le tableau N° 9 indique selon l'OMS de combien devraient changer les concentrations des substances délétères pour obtenir un changement déterminant dans les paramètres de santé étudiés [32].

**Tableau N° 9 : Résumé selon l'OMS des effets sur la santé, causés par un bref accroissement des PM-10 et PM-2,5.**

| Effet sur la santé  | Evaluation de l'accroissement ou la baisse de la valeur journalière moyenne correspondant à un changement dans les effets sur la santé, en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |       |
|---|---|-------|
|   | PM-2,5  | PM-10 |
| <b>Nombre de décès par jour :</b>   |   |       |
| Changement de 5%  | 29  | 50    |
| Changement de 10%   | 55  | 100   |
| Changement de 20%   | 110   | 200   |
| <b>Hospitalisations pour maladies respiratoires</b>                         |   |       |
| Changement de 5%  | 10  | 25    |
| Changement de 10%   | 20  | 50    |
| Changement de 20%   | 40  | 100   |
| <b>Consommation de médicaments chez les asthmatiques (bronchodilateurs)</b> |   |       |
| Changement de 5%  |   | 7     |
| Changement de 10%   |   | 14    |
| Changement de 20%   |   | 29    |
| <b>Aggravation de la symptomatologie chez les asthmatiques</b>              |   |       |
| Changement de 5%  |   | 10    |
| Changement de 10%   |   | 20    |
| Changement de 20%   |   | 40    |
| <b>Changements de la fonction pulmonaire :</b>                              |   |       |
| Changement de 5%  |   | 200   |
| Changement de 10%   |   | 400   |
| Changement de 20%   |   |       |

**b) – Effets chroniques:**

En raison de la méthodologie différente, les résultats des études effectuées sur les effets à long terme ne se prêtent pas toujours à des comparaisons quantitatives. Nous présentons toutefois en tableau N°10 les principaux résultats portant sur un accroissement de l'exposition à long terme de  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tableau N° 10 : Résultats d'études sur les effets à long terme de l'exposition aux PM-10 et PM-2,5.**

| Effets chroniques   | Valeurs moyennes annuelles    | Changement par 10 $\mu$ g | Références |
|---|-------------------------------|---------------------------|------------|
| Mortalité   | 18-47 $\mu$ g PM-10/ $m^3$    | +9%                       | [31]       |
| Mortalité<br>Décès cœur/poumons<br>Décès cancers<br>Poumons   | 11-29,6 $\mu$ g PM-2,5/ $m^3$ | +14%<br>+20%<br>+20%      | [31]       |
| Mortalité<br>Décès par maladies<br>Cœur /poumons  | 9-33,5 $\mu$ g PM-2,5/ $m^3$  | +6.9%<br>+12.6%           | [33]       |
| Capacité vitale forcée  | 10-34 $\mu$ g PM-10/ $m^3$    | -3.1%                     | [33]       |
| Dyspnée<br>Dyspnée travail léger<br>Rhume allergique  | 10-34 $\mu$ g PM-10/ $m^3$    | +25%<br>+21%<br>+10%      | [34]       |
| Infections des voies respiratoires 12 mois<br>écoulés, enfants<br>Toux à respiration au cours des 12 mois<br>écoulés, enfants | 10-33 $\mu$ g PM-10/ $m^3$    | +26%<br>+54%              | [35]       |
| Bronchites 12 mois écoulés<br>Toux chronique, enfants   | 20-25 $\mu$ g PM-2,5/ $m^3$   | +37%<br>+67%              | [36]       |

Sur la base des études qui sont consacrées à la mortalité à long terme, l'Organisation Mondiale de la Santé estime que la mortalité totale est environ 10% plus élevée lorsque l'exposition à 10 $\mu$ g de PM-2,5 supplémentaire est durable. Pour les PM-10, ce taux serait de 6% [37].

Le tableau N° 11 indique les fréquences en valeur absolue des maladies respiratoires en fonction des moyennes annuelles des PM-10 pour la Suisse [29].

Ainsi par exemple, 24% des enfants en âge scolaire souffrent d'une toux plus de 4 fois par année en moyenne pour une teneur annuelle moyenne de 10  $\mu$ g/ $m^3$  en PM-10. Pour une teneur de 30  $\mu$ g/ $m^3$ , ce sont déjà 42% des enfants qui sont touchés.

**Tableau N° 11 : Pourcentage de personnes avec des maladies respiratoires pour des valeurs moyennes annuelles de PM-10 différentes.**

| Valeur moyenne annuelle de PM10 ( $\mu$ g/ $m^3$ )     | 10 | 15 | 20 | 25 | 30 | 35 |
|--|----|----|----|----|----|----|
| Grippe et/ou bronchite au cours de l'année écoulée (%) | 32 | 35 | 37 | 40 | 43 | 45 |
| Toux à répétition, enfants (%)                         | 24 | 28 | 32 | 37 | 42 | 47 |
| Dyspnée chez les non-fumeurs (%)                       | 5  | 6  | 7  | 8  | 10 | 11 |
| Toux chronique ou expectorations chez les non-fumeurs  | 5  | 5  | 6  | 7  | 8  | 9  |



L'ensemble de ces études épidémiologiques aboutissent à une conclusion importante : Il n'y a pas de seuil au-dessous duquel les effets commencent à être observés et au-dessous duquel les expositions sont jugées sécuritaires. On observe en effet dans de nombreuses études épidémiologiques l'absence de seuil sécuritaire apparent et ce même aux plus bas niveaux mesurés. Les personnes âgées, les enfants et les gens souffrant déjà de troubles respiratoires ou cardio-vasculaires, peuvent même à de très faibles concentrations de particules dans l'air ambiant, réagir négativement. Aux plus hauts niveaux d'exposition, les gens en bonne santé risquent également de manifester des symptômes.

En ce qui concerne les effets dus aux émissions du trafic routier, plusieurs études se sont penchées sur les particules diesel qui sont très fines et adsorbent plusieurs composés toxiques ( HAP,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ , métaux lourds, ...). Ainsi l'enlèvement en milieu professionnel des particules de diesel, améliore la fonction pulmonaire chez les travailleurs [38, 39]. Certaines études ont confirmé l'existence de corrélation entre une exposition chronique à des émanations diesel et un risque accru de cancer des voies respiratoires ; C'est ainsi que les individus professionnellement exposés, non fumeurs, présentent un risque de cancer pulmonaire 10 fois supérieur à celui d'individus non exposés [40].

Cet effet cancérigène des particules fines a conduit le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC-Lyon) et l'U.S.EPA à classer les émissions des véhicules comme étant :

- Potentiellement cancérigènes dans le cas des véhicules essences
- Probablement cancérigènes dans le cas des véhicules diesel [37].

En Algérie, L'association Algérienne de Solidarité aux maladies respiratoires estime que 5% des algériens sont atteints d'asthme. Selon l'Institut National de la santé Publique (INSP-Alger), environ 20% des motifs de consultations hospitalières dans le grand Alger sont pour raison d'insuffisance respiratoire. La relation entre les niveaux de pollution par les particules et cet état sanitaire n'est cependant pas établie. Ce n'est que dernièrement que l'INSP a lancé une étude dans ce sens.

### **III.2 – Effets sur les animaux :**

L'intoxication se traduit par l'introduction dans l'organisme animal de certaines substances toxiques supportées par des particules et après une exposition plus ou moins longue.

L'arsenic, le plomb et le sélénium sont toxiques pour les animaux. Ils se produisent certains symptômes au niveau du système nerveux, de l'appareil respiratoire et du tube digestif.

Les poussières alcalines provenant des composés du calcaire dans les cimenteries peuvent provoquer des troubles chez les animaux par des lésions du tube digestif et modifications du pH [12].

### **III.3 – Effets sur les végétaux:**

Les végétaux sont exposés de manière durable à la pollution atmosphérique. Dans certaines recherches, Ils sont d'ailleurs utilisés comme bio-indicateurs (lichens par exemple). Ils peuvent être l'objet d'atteintes aiguës telles que nécroses et d'atteintes chroniques telles que troubles de croissance. A part les forêts, la pollution de l'air touche aussi les céréales et les plantes agricoles, comme les pois, les épinards et le trèfle. Certaines espèces d'arbres fruitiers sont également très sensibles; c'est le cas par exemple des abricotiers. Les végétaux sont exposés à la fois à l'action des polluants en suspension dans l'atmosphère, aux retombées sèches de poussière et de métaux et aux dépôts acides. Ils sont atteints directement par le feuillage et aussi indirectement par l'intermédiaire du sol (lessivage d'éléments nutritifs). Bien que chaque polluant ait un effet spécifique, ce sont surtout les retombées acides qui sont dangereuses pour les végétaux. La couche protectrice des feuilles et des aiguilles peut subir des lésions visibles, telles que fentes et augmentation de la taille des pores. L'eau de pluie ruisselant à l'intérieur des forêts présente un pH inférieur à celui des pluies en terrain découvert. La base du tronc est ainsi fortement atteinte.

L'augmentation de l'acidité des sols peut entraîner des lésions aux radicelles des arbres et se répercuter sur l'activité des micro-organismes, comme les bactéries de

l'azote par exemple. En tant qu'oligo-éléments, les plantes ont besoin de composés métalliques à base de cuivre, fer, zinc, ...etc. Mais une accumulation de ces métaux équivaut à un empoisonnement. L'obstruction des stomates par les particules fines contribue aussi au dépérissement des plantes [41].

#### **III.4 – Effets des particules solides sur les matériaux:**

Les dégradations des matériaux, (métaux, pierres, peintures, tissus, cuir, plastiques, caoutchouc, papier...), utilisés dans différentes fonctions (bâtiment, grands équipements, matériels mécaniques et électroniques, revêtements...) dues aux particules solides peuvent se produire par abrasion, salissure et corrosion. Ce phénomène se produit par les substances oxydantes et acides supportées par les particules solides.

Les peintures peuvent être assombries par les dépôts de particules solides noires. Les surfaces fraîchement peintes sont généralement collantes et retiennent les particules. A côté de la corrosion des matériaux, une autre forme d'impact de la pollution atmosphérique sur le cadre bâti est constituée par le phénomène de salissure de la surface des matériaux du fait des dépôts de particules. Les particules fines, et notamment les particules émises par les moteurs diesel, paraissent particulièrement efficaces et ils peuvent s'infiltrer à l'intérieur des habitations et provoquent la salissure des murs, plafonds, tapis,...etc. Cette dégradation de la bâtée (bâtiment, monuments historiques,...) est l'effet le plus visible.

Des relations mathématiques entre la diminution de la réflectance d'une peinture blanche et la teneur en particules suies ont été établies [1, 42].

#### **III.5 – Effet sur la visibilité :**

La visibilité est la qualité de l'atmosphère qui permet de voir à une plus ou moins grande distance, mais aussi de voir plus ou moins bien des objets proches et d'en apprécier les détails de couleur ou de texture. La visibilité est considérée comme un élément de bien-être.

La pollution atmosphérique réduit la visibilité par absorption et par diffraction de la lumière. L'absorption est principalement le fait des particules de carbone élémentaire

émises notamment par les moteurs diesels, et de gaz tels que le dioxyde d'azote qui donne à l'atmosphère une couleur brune. La diffraction, qui est le fait des particules fines (PM-2,5), est fonction de la taille des particules ; elle est aussi donc en relation avec l'humidité de l'atmosphère, la composition chimique des particules et leur processus de formation [43].

Les sulfates et nitrates, composantes importantes des particules PM-2,5 dispersent très efficacement la lumière et contribuent fortement à la réduction de la visibilité. L'effet de l'humidité est aussi important : plus elle augmente, plus la capacité des particules à disperser la lumière augmente [43].

Selon certains modèles, l'augmentation du coefficient d'extinction de la lumière en fonction des concentrations de différents polluants dans l'atmosphère est donnée par [43] :

$$\Delta b = b - b_{HP} = 0,003 \{ [\text{sulfates}] f(H) + [\text{nitrates}] f(H) + [\text{particules organiques}] g(H) \} + 0,012 [\text{carbone élémentaire}] + 0,001 [\text{autres particules}] + 0,33 [\text{NO}_2] \dots\dots\dots(17)$$

\*  $b$  est le coefficient d'extinction de la lumière, exprimé en  $\text{km}^{-1}$  ;  $b_{HP}$  correspond à la diffraction par les molécules de l'air hors pollution (environ  $0,011 \text{km}^{-1}$ ).

\* [sulfates], [nitrates], etc... sont les concentrations (en  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) des composants de la pollution particulaire,  $[\text{NO}_2]$  est la concentration de dioxyde d'azote exprimée en *ppm*.

\*  $H$  est le taux d'humidité, exprimé sous forme fractionnaire (variant entre 0 et 1),  $f(H)$  and  $g(H)$  sont des facteurs d'humidité ; on a proposé en moyenne sur longue période :

$$f(H) = 4,6 - 15 H + 19 H^2 \text{ et } g(H) = 2,5 - 6 H + 5 H^2 \dots\dots\dots(18)$$

Dans les effets sur l'environnement global, on invoque de plus en plus un éventuel effet des particules sur les changements climatiques. Les particules peuvent réfléchir les rayons ou constituer un écran, ce qui conduirait à un refroidissement de la planète (action antagoniste à l'effet de serre) [43].

#### **IV – APERÇU SUR LES PRINCIPALES TECHNIQUES ET METHODES DE MESURE ET D'ANALYSE DES PARTICULES EN SUSPENSION :**

L'étude de la pollution de l'air par les particules en suspension comprend généralement les étapes suivantes :

- L'échantillonnage et le prélèvement des particules sur filtres appropriés
- La mesure de la teneur atmosphérique en particules

Lorsque les techniques de prélèvement utilisées le permettent, une étude plus poussée permettra d'aborder :

- La détermination du spectre granulométrique (taille, nombre et répartition)
- L'analyse des composés toxiques qui sont associés aux particules en suspension

##### **IV.1 – Echantillonnage de l'air :**

Généralement l'échantillonnage des particules en suspension se fait sur filtres et membranes par filtration de l'air ambiant

Selon les recommandations de la Commission of European Communities Enviromental Institute, concernant la surveillance des émissions émises par le trafic routier, les prélèvements doivent être effectués dans un site qui correspond aux critères suivants [21] :

- Nombre de véhicule plus de 10.000 véhicules/jour,
- A 10m de la route,
- Distance à une station service, parking, garage >200 m,
- Définition claire du type de rue, constante sur au moins 100 m,
- Distance à un obstacle, aux immeubles, supérieure à 1 m ; 5 m de préférence.

La représentativité de ces prélèvements est fonction de la qualité de gestion des contraintes liées à l'échantillonnage et au transport des particules dans l'appareil.

Quel que soit le mode d'échantillonnage utilisé, le rendement granulométrique des particules en suspension n'est égal à 100 % que pour les tailles approximativement inférieures à 3  $\mu m$ . Au-delà de cette dimension, l'efficacité de la collecte des divers

dispositifs est influencée, aussi bien, par les conditions météorologiques, en particulier la vitesse du vent, que par les conditions de prélèvement telles que le débit d'aspiration, la position et les conceptions du dispositif de captage.

Ainsi, la géométrie de la tête de prélèvement et le débit d'air échantillonné conditionnent à la fois le diamètre des particules recueillies sur le filtre et le degré d'influence du vent sur l'efficacité d'échantillonnage.

Il n'existe pas d'instrument idéal capable de mesurer à la fois la masse, les dimensions et la nature des particules. Diverses méthodes permettent de mesurer une partie seulement de leurs caractéristiques.

Par ailleurs, les techniques de mesure peuvent déboucher sur des résultats de concentration notablement différents selon que le filtre est pesé par simple gravimétrie, examiné par réflectométrie ou analysé par méthode automatique (absorption par rayonnement ou microbalance oscillante).

Comme il n'existe pratiquement pas d'échantillons de référence pour les particules, il est très difficile d'effectuer en laboratoire des évaluations des divers instruments de mesure de particules comme cela est couramment pratiqué sur les appareils d'analyse de gaz.

Généralement, l'échantillonnage se fait avec ou sans fractionnement granulométrique, ce qui donne lieu à trois catégories de prélèvement :

- Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique : Ce sont des méthodes dites intégrales qui collectent ou mesurent les aérosols sans dimension
- Les prélèvements avec coupure granulométrique
- Les prélèvements avec fractionnement granulométrique, ou méthodes discrètes qui collectent ou mesurent les aérosols sélectivement, en fonction de leur dimension [12, 44].

#### **IV.1.1 – Les prélèvements sans coupure granulométrique spécifique :**

Il s'agit de capter toutes les poussières en suspension jusqu'à  $30 \mu m$  ou plus. Selon le débit d'aspiration choisi, on enrichit ou non le prélèvement avec les particules de diamètre supérieur à  $10 \mu m$ .

On distingue, dans cette catégorie, selon la taille et la nature des particules, trois modes de prélèvement [40, 41]:

**a) – Les Fumées Noires :** (FN ; « Black Carbon – BC ou Black Smoke – BS)

Cette méthode est utilisée en principe, pour la collecte des particules fines de taille inférieure à  $5 \mu m$  qui sont collectées avec une grande efficacité.

L'échantillonnage est pratiqué à débit relativement faible (environ 80 l/h).

L'analyse ultérieure du filtre est effectuée par réflectomètre. Celle-ci consiste à mesurer le degré de noircissement du filtre collecteur par référence à une échelle de gris étalons. Une courbe de calibration fournit une correspondance entre la noirceur du dépôt et la masse des particules déposées.

Cette méthode est généralement utilisée pour les prélèvements de particules issues de la combustion de fuel et du charbon et pour les suies émises par le trafic routier diesel.

La durée de prélèvement est généralement de 2 heures. L'indice de fumée noire est donné en  $\mu g/m^3$ .

Les mesures de fumées noires bénéficient en Occident d'un historique important. De nos jours cette technique est de plus en plus remplacée par celle des PM-10 qui est plus représentative [40, 41].

**b) – Méthode de prélèvement sur filtres ouvert à débit moyen :**

Dans ce cas, les prélèvements sont effectués par aspiration de l'air et la rétention des particules sur filtre ouvert de 47 mm de diamètre. Le débit d'aspiration est de l'ordre de  $1,5 m^3/h$ . La durée d'échantillonnage est de 24 heures ou plus.

La méthode donne la teneur des particules totales en suspension, les TSP, qui en général, est supérieure à celle des fumées noires.

Les particules fixées sur le filtre peuvent servir d'échantillons pour d'autres analyses [40, 41].

### c) – Méthode de prélèvement à très fort débit :

La méthode utilise, comme la précédente, la rétention des particules sur filtre. Toutefois les appareils sont dotés d'une pompe d'aspiration d'un très fort débit de l'ordre de 60 à 100  $m^3/h$ . Ces appareils portent le nom de High Volume Sampler, HVS.

Comme dans la méthode précédente ils donnent les TSP et peuvent avoir une efficacité de collecte des particules de diamètre supérieur à 10  $\mu m$  qui atteint jusqu'à 25 % pour les grosses particules de 30  $\mu m$ .

Le fort débit utilisé permet d'avoir sur une durée de 24 h de grandes masses de particules recueillies, ce qui rend aisé les analyses ultérieures de l'échantillon.

Les modes de prélèvement à débit moyen et par HVS sont largement utilisées de nos jours [21, 44]

### IV.1.2 – Prélèvement avec coupure granulométrique :

#### Mesure des PM-10 :

Il s'agit d'un équipement doté d'une tête, qui par sa conception, ne capte que des particules dont le diamètre est inférieur à une valeur fixe.

En pratique, les têtes commercialisées sont conçues pour capter les particules de diamètre inférieur à 10  $\mu m$ . Il s'agit ici de collecter uniquement les particules en suspension inspirables, c'est-à-dire, la fraction trachéobronchique et alvéolaire.

L'appareil le plus connu de nos jours et qui est accepté comme référence, est le HVS-PM-10 de la firme américaine Andersen. C'est un HVS équipé d'une entrée sélective pour la collecte des particules  $< 10 \mu m$  [44].

En principe, tout appareil destiné à l'étude des TSP peut également être utilisé pour l'analyse des PM-10, si toute fois la tête de prélèvement TSP est remplacée par une tête certifiée PM-10. Toute fois et pour permettre des études comparatives, les méthodes de prélèvement ont été perfectionnées et surtout standardisées.



En plus de la technique HVS-PM-10 qui demeure une méthode manuelle (changement manuel du filtre collecteur à intervalles de temps réguliers), il existe deux autres méthodes automatisées qui de nos jours équipent la majorité des réseaux de surveillance. Il s'agit de la jauge bêta et de l'appareil TEOM [21, 44].

#### **– La jauge à absorption bêta :**

Cette méthode consiste à mesurer l'atténuation d'un rayonnement bêta constitué d'électrons d'énergie 0,01 à 0,1 MeV ayant traversé un filtre chargé de particules (source radioactive C14). Les particules sont collectées par filtration ou impaction sur un filtre approprié.

Le filtre, après prélèvement est placé entre un émetteur de rayonnement bêta et un détecteur qui compte le nombre d'électrons qui ont traversé le filtre.

La masse des particules déposées sur le filtre est d'autant plus grande que le nombre d'électrons qui traversent le filtre est faible.

La mesure consiste à calculer la variation d'absorption entre le filtre vierge et celui chargé du dépôt de particule [45].

L'absorption du rayonnement bêta est indépendante de la nature des particules déposées sur filtre. Par cette méthode, les particules collectées ne peuvent pas faire l'objet d'analyse au laboratoire.

Dans cette méthode, des erreurs peuvent se produire, si la taille des particules est importante, si le dépôt n'est pas homogène ou si l'aérosol est composé de particules de poids atomiques élevés [45].

#### **– La balance piézo-électrique ou « balance à quartz » : appareil de type TEOM**

Cette méthode repose sur le principe suivant : « Un cristal piézo-électrique, quand il est soumis à une pression, développe des charges électriques. Le quartz, qui est un corps piézo-électrique, vibre à une fréquence propre très précise qui peut être mesurée avec une grande précision s'il est placé dans un circuit oscillant approprié. Si l'on dépose une masse supplémentaire telle que des aérosols, sur la surface active du

crystal, on observe une décroissance de la fréquence d'oscillation en fonction de la masse ajoutée. Cette propriété a été mise en œuvre dans de nombreux dispositifs commerciaux appelés « balance à quartz ». Ces dispositifs permettent, avec un temps de réponse très court, la mesure de masses très faibles.

C'est sur cette base que fonctionne l'appareil Tapered Element Oscillating Microbalance TEOM (microbalance à élément conique oscillant) qui consiste à mesurer les variations de fréquence de vibration d'un élément oscillant maintenu à la température de 50 °C et sur lequel les particules prélevées se sont déposées. Dans ce dispositif on peut avoir les teneurs instantanées.

Toutefois, le maintien du dispositif à une température élevée de 50°C afin de réduire l'effet négatif des variations thermiques sur la microbalance, induit une volatilisation de particules peu stables (nitrates d'ammonium, composés organiques) et donc une sous-estimation de la concentration massique des particules fines. Par ailleurs, et comme pour la jauge bêta, la méthode TEOM ne permet pas une analyse ultérieure des particules.

Le TEOM et la jauge bêta travaillent en continu et permettent de mettre en évidence d'éventuels pics de pollution[21].

#### **IV.1.3 – Les prélèvements avec fractionnement granulométrique :**

Ce sont des méthodes qui permettent une séparation plus fine des particules inspirables.

La sélection des particules en classe granulométrique se fait par impaction d'où le nom d'impacteur.

Les impacteurs virtuels ou dichotomes travaillent à débit moyen ( $1,7 \text{ m}^3 / \text{h}$ ) et permettent d'avoir deux classes granulométriques : la fraction alvéolaire ( $d < 2,5 \mu\text{m}$ ) et la fraction trachéobronchique ( $2,5 < d < 10 \mu\text{m}$ ).

Les impacteurs à cascade sont équipés de 5 à 7 niveaux d'impaction et permettent d'avoir 5 à 7 fractions granulométriques (de 0 à  $1 \mu\text{m}$ , de 1 à  $2,5 \mu\text{m}$  etc...). Ces cascadeurs travaillent à débit fort ( $30 \text{ à } 60 \text{ m}^3 / \text{h}$ ).

L'appareil le plus connu est le HVS-PM-10 équipé d'un impacteur d'Andersen. Il est considéré comme référence par l'agence américaine EPA.

Nous résumons dans le tableau N° 12 les principales méthodes de prélèvement utilisées pour l'échantillonnage des particules en suspension [46].

**Tableau N° 12 : Principales méthodes d'échantillonnage de la matière particulaire en suspension .**

| Dispositif de prélèvement     | Sélection granulométrique | Nombre de fractions | Diamètre de particules ( $\mu\text{m}$ ) | Débit ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) | Durée d'échantillonnage (h) | Principe de la mesure  | Analyse ultérieure des particules |
|-------------------------------|---------------------------|---------------------|--|---------------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------------|
| Sans tête (fumée noire)       | Non                       | 1                   | 0-5                                      | <1                              | 24 h                        | Réfectométrie          | Non                               |
| Sans tête (TSP)               | Non                       | 1                   | 0.1 à 20-30                              | 1.5                             | 24 h                        | Gravimétrie            | Oui                               |
| HVS (TSP)                     | Non                       | 1                   | 0.1 à 20-30                              | 66 à 100                        | 24 h                        | Gravimétrie            | Oui                               |
| HVS-PM 10                     | Oui                       | 1                   | < 10                                     | 66 à 100                        | 24 h                        | Gravimétrie            | Oui                               |
| Jauge-bêta                    | Oui                       | 1                   | < 10                                     | 1.5                             | 5 mn – 24 h                 | Radiométrie            | Non                               |
| HVS-PM 10 Impacteur à cascade | Oui                       | 2 à 7               | < 10                                     | 34 à 68                         | 24 h                        | Gravimétrie            | Oui                               |
| TEOM                          | Oui                       | 1                   | < 10                                     | 1                               | 5 mn-24 h                   | Fréquence de vibration | Non                               |

#### IV.2 – Les filtres et membranes de rétention :

Les filtres utilisés dans la collection des particules en suspension doivent remplir trois conditions :

- Une efficacité de collection d'au moins 99% pour les particules de diamètre égal à  $0,3 \mu\text{m}$  et plus.
- Une hydroscopicité faible.
- Un taux d'impureté aussi faible que possible pour éviter les interférences dans l'analyse quantitative des composés métalliques que véhiculent les poussières.

Les filtres les plus utilisés sont les filtres en fibres de verre et les filtres membranes à base de dérivés de cellulose (acétate et ester de cellulose).

##### IV.2.1 – Les filtres en fibre en de verre :

Ils ont une efficacité de collection de 99,9% pour les particules de diamètres supérieur à  $0,3 \mu\text{m}$ . Cette efficacité est mesurée sur les particules d'aérosol du dioctyl-phalate.

L'hygroscopicité des filtres en fibre de verre est faible.

L'inconvénient majeur de ces filtres provient du fait qu'ils contiennent divers éléments métalliques à des teneurs variables. Dans ce contexte, les éléments les plus gênants sont le zinc et le fer qu'on retrouve lors de la minéralisation des filtres à des teneurs élevées. La teneur des filtres **Gelman** type A et **Whatman** GF-A contiennent plus de  $50 \mu\text{g Zn/cm}^2$  [47].

#### **IV.2.2 – Les filtres membranes :**

Ce sont des filtres nitro-cellulose (**Sartorius** et **Millipore**) ou acétate et ester de cellulose (**Gelman GA-3**) qui sont solubles dans les éthers et alcools. On peut ainsi dissoudre les filtres dans l'acétone et récupérer totalement les particules après évaporation du solvant organique. L'étape de minéralisation est ainsi facilitée.

Les filtres membranes les plus utilisés pour la collecte des particules ont une porosité supérieure à  $0,8 \mu\text{m}$ . Ces fibres sont plus hydroscopiques que les filtres en fibres de verre, mais présentent l'avantage d'avoir des teneurs extrêmement faibles en éléments métalliques.

Leur inconvénient est qu'ils présentent une forte résistance à l'écoulement de façon qu'on ne puisse pas les utiliser dans les HVS pour les prélèvements à fort débit.

Avec les deux types de filtres (filtres en fibres de verre et filtres membranes) on recueille avec une bonne efficacité même les particules très fines de  $0,1 \mu\text{m}$  de diamètre [47].

#### **IV.3 – Analyse des particules en suspension :**

La diversité des substances qui peuvent constituer les particules en suspension dans l'atmosphère rend difficile leur mise en évidence. Mais il existe des méthodes plus ou moins développées qui permettent de déterminer certains constituants ainsi que leur concentration, après une préparation préliminaire de l'échantillon [11, 48].

- La composante acide c'est à dire les sulfates et nitrates particulaires , est déterminée généralement par:
  - La chromatographie ionique
  - La spectrométrie UV-visible
  
- Les éléments métalliques sont déterminés par diverses méthodes classiques:
  - La spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A).
  - Emission par plasma.
  - Fluorescence X.
  - Méthodes nucléaires.
  
- La composante organique contenant les HAP est déterminée généralement par des techniques chromatographiques telles que:
  - La chromatographie liquide haute performance (C.L.H.P) équipé d'une détection par émission de fluorescence.
  - Chromatographie en phase gazeuse (C.P.G).

Le carbone élémentaire (carbone suie) et le carbone organique sont généralement analysés après combustion à différentes températures sous forme de CO<sub>2</sub>.

## **V – METHODOLOGIE :**

Nous présentons dans ce chapitre la méthodologie adaptée pour le prélèvement et l'analyse des PM-10.

### **V.1 – Choix du site :**

#### **V.1.1 – Site de prélèvement :**

Pour l'étude des PM-10 en milieu urbain dans l'agglomération d'Alger, nous avons, en fonction de l'objectif fixé et des moyens disponibles, opté pour un site de proximité, c'est-à-dire un site qui est plus ou moins fortement influencé par les sources émettrices, en l'occurrence de trafic routier.

Le site choisi se situe à l'Ecole Nationale Polytechnique à environ 10 Km à l'Est d'Alger. En ce site, le poste de mesure est implanté sur la terrasse du département de génie chimique, à une altitude d'environ 4 m par rapport au sol et pratiquement à 9 m perpendiculairement du bord de la RN5. L'absence d'obstacles, comme des murs, constructions, etc...qui gêneraient la circulation libre de l'air, permet d'avoir un échantillonnage optimal.

Ce site qui est presque quotidiennement balayé par la brise de mer, reçoit les émissions du trafic routier de la RN5, qui est estimé à environ 25.000 véhicules/jour pour les quatre voies dans les deux sens, avec un taux important de véhicules lourds (diesel) d'environ 15 %. A proximité de ce site, il n'existe aucune usine industrielle émettrice de particules.

### **V.2 – Mode de prélèvement :**

Les prélèvements ont été effectués par la méthode à fort débit avec seuil de coupure granulométrique à 10  $\mu m$ .

L'appareil utilisé est le HVS-PM-10 de la firme Graseby – Andersen dont le principe de fonctionnement est illustré en figure N° 8 et 9.

L'ensemble de l'échantillonneur est composé de deux parties :

- Le High Volume Sampler (HVS)
- La tête PM-10

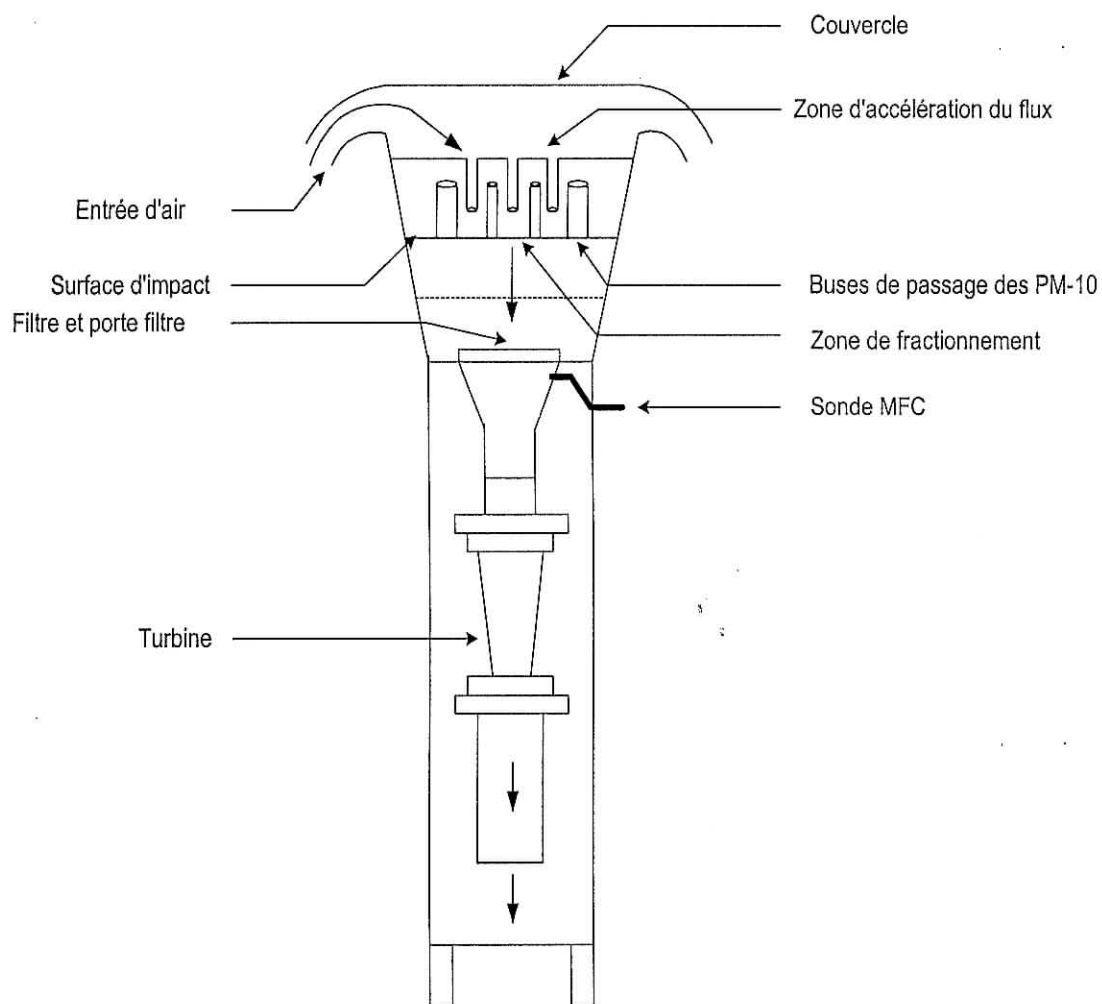
Le HVS comprend principalement une turbine d'aspiration d'air, un filtre et porte filtre de collecte des particules et un contrôleur électronique de débit, le MFC (Mass Flow Controller) qui assure un débit constant.

Durant le prélèvement, le MFC maintient le flux d'air entrant à travers le filtre à un débit constant. Il agit sur la vitesse ou puissance du moteur par ajustage électronique du voltage. De cette façon, une éventuelle réduction du débit par colmatage du média filtrant est automatiquement corrigée.

La tête sélective PM-10 comporte une zone où le fractionnement se fait par impaction directe. Cette impaction repose sur l'effet aérodynamique induit par la présence de 9 buses circulaires placées au-dessus d'une surface lisse d'impaction. Les particules de diamètre inférieur au seuil de coupure de  $10\mu\text{m}$  sont entraînées par le flux d'air dans les buses et sont collectées, sur le média filtrant, alors que les particules plus grosses s'écartent du flux et impactent sur la surface d'impaction en raison de leur inertie plus élevée. Afin d'éviter le réentraînement des grosses particules, la surface d'impaction est graissée par huile de silicone et est nettoyée régulièrement.

Le débit d'aspiration est fixé à  $1,1 \text{ m}^3/\text{mn}$ . L'étalonnage régulier du débit est effectué à l'aide d'un dispositif de 5 disques à trous multiples pour simuler les différentes charges (dispositif PN G 25 de Sierra) [48]. La durée de prélèvement est de 24 heures.

Les filtres utilisés pour la rétention des particules sont en fibres de verre de type Whatman et de dimensions  $20 \times 25 \text{ cm}$ . Pour la détermination de la teneur en PM-10, chaque filtre est pesé avant et après collecte à  $0,1 \text{ mg}$  près. La teneur en PM-10 est alors exprimée en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



**Figure N° 8 : Schéma du principe de collecte des PM – 10 par l'échantillonneur HVS – PM – 10.**



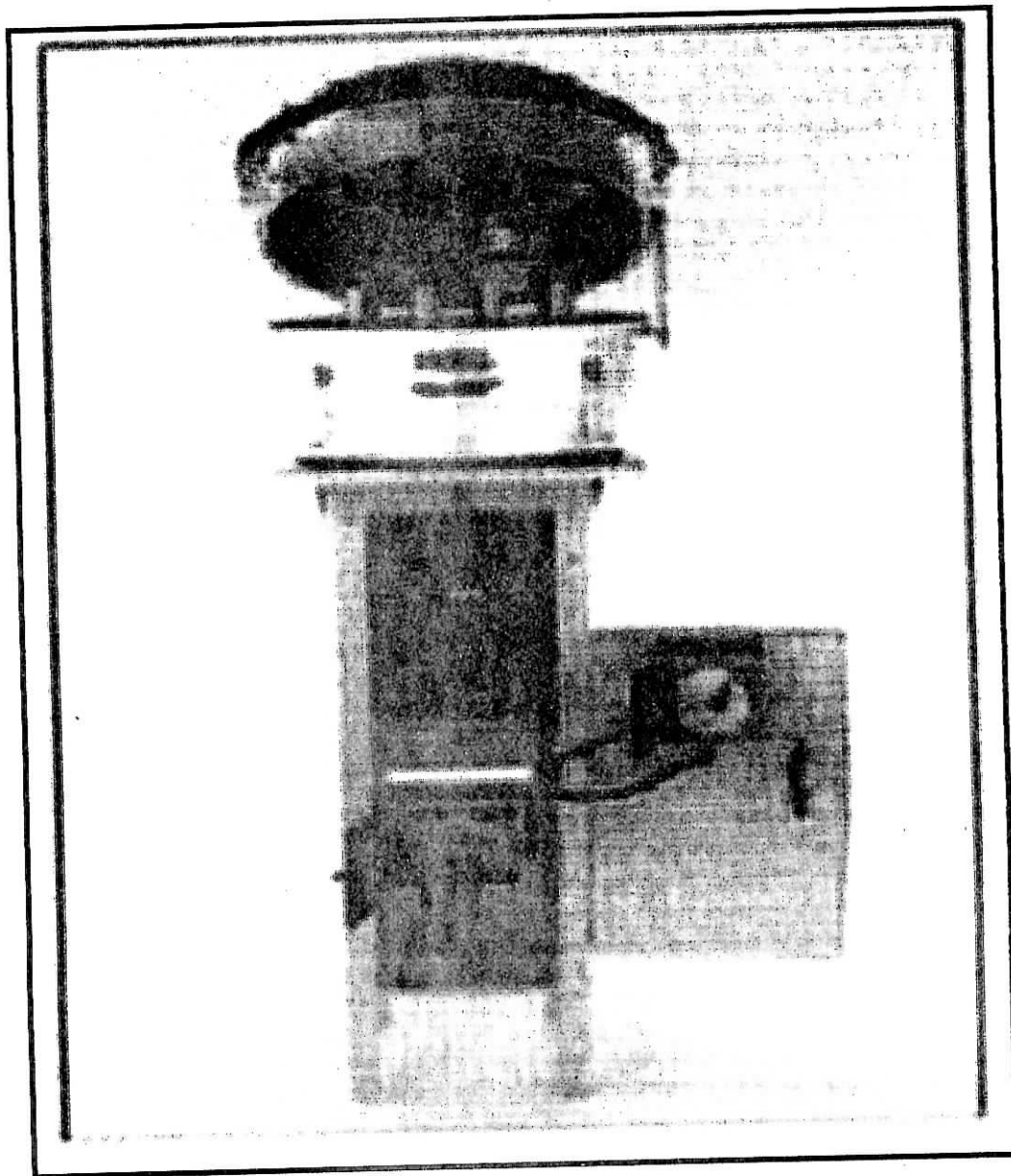


Figure N° 9 : Photo de l'échantillonneur HVS-PM-10 montrant la tête PM-10 ouverte et les buses d'aspiration des particules.

### **V.3 – Traitement et analyse des PM-10 :**

Afin d'analyser les métaux lourds qui sont véhiculés par les PM-10, on procède à une minéralisation des échantillons des particules collectées.

La minéralisation acide à lieu conformément à la norme ISO 9885 [50]. Le filtre chargé de particules est introduit dans un ballon de 250 *ml* contenant 60 *ml* d'acide nitrique (dilution 1:8) et quelques gouttes de HClO<sub>4</sub>.

La solution est alors portée à ébullition sous reflux pendant 2 heures. Après évaporation partielle, une seconde minéralisation est effectuée dans les mêmes conditions. On évapore ensuite à sec et après refroidissement, le résidu est repris dans 30 *ml* d'eau distillée. Le minéralisat est ensuite filtré sur filtre Whatman pour retenir les impuretés insolubles (carbone noir, silicates) etc..

Le filtrat est transféré dans une fiole jaugée, puis ajusté avec de l'eau distillée à un volume de 50 *ml*.

Un filtre vierge va subir la même procédure pour servir de blanc.

Les métaux lourds Pb, Cu, Ni, Cr, et Cd, qui du point de vue sanitaire ont une incidence importante, sont alors analysés par spectrophotomètre d'absorption atomique sur appareil PYE UNICAM SP9, avec une flamme air/acétylène.

## VI – RESULTATS ET DISCUSSION

### VI.1 – Evaluation de la pollution par les PM-10 :

#### VI.1.1 – Evolution temporelle des teneurs en PM-10 :

Le suivi de la pollution de l'air par les PM-10 en site de proximité a été effectué durant deux campagnes de mesure : du mois d'avril à mai 1999 et d'octobre 99 à mars 2000. Ces deux campagnes de mesures nous ont permis de collecter 84 échantillons journaliers.

L'évolution temporelle des PM-10 mesurées est illustrée en figure N° 10.

Qualitativement, on constate que, dans tous les prélèvements effectués, les couches des particules collectées sur le média filtrant, sont de couleur noire caractéristique des fumées noires et suies issues du trafic routier.

On relève une importante fluctuation temporelle qui est due, d'une part aux variations dans l'intensité du trafic routier, et d'autre part aux influences météorologiques.

La teneur moyenne s'élève à  $84,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et le maximum a atteint  $151,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (tableau N° 13).

**Tableau N° 13 : Teneurs moyennes et extrêmes des PM-10 mesurées à Alger.**

|                 |                                |
|-----------------|--------------------------------|
| Maximum         | $151,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| Minimum         | $30,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  |
| Moyenne         | $84,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  |
| Ecart-type      | $22,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  |
| Percentile - 98 | $136 \mu\text{g}/\text{m}^3$   |

L'étude des densités de fréquences des teneurs observées (Figure N° 11 et 12), montre que dans environ 5% des cas, la teneur est supérieure à  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et qu'environ 95 % des jours étudiés accusent des teneurs supérieures à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

C'est surtout par vent fort (plus de  $3 \text{ m/s}$ ) ou par temps pluvieux qu'on relève les teneurs les plus faibles (intervalle de  $30$  à  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Le 20 et 21 novembre 99 par exemple, soufflait un vent très fort correspondant à un épisode de très bonne dispersion des particules et donc à une teneur faible en PM-10.

En présence de calme atmosphérique (absence ou faible vitesse de vent), on enregistre les teneurs les plus élevées. Ces situations où les polluants s'accumulent apparaissent aussi bien par temps froid (décembre à février) qu'en période assez chaude (mois de mai). La température ne semble pas exercer une influence sur les niveaux de pollution en ce sens que la moyenne hivernale n'est pas plus élevée que celle de la période avril-mai.

En ce qui concerne l'effet du week-end (jeudi, vendredi et jours fériés), on constate qu'en ce site il n'y a pas une différence palpable avec les jours ouvrables de la semaine (moyenne week-end =  $80,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; moyenne jours ouvrables =  $85,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La durée de prélèvement étant de 24 heures, on peut avoir l'effet de compensation des creux et des pointes de l'intensité du trafic routier. C'est ainsi que le vendredi, en début de matinée ce sont les déplacements vers le marché d'El Harrach qui prédominent et en fin d'après midi c'est le retour du week-end. Enfin et s'agissant de particules fines issues majoritairement du trafic routier, celles-ci séjournent sur plusieurs jours dans l'atmosphère de façon que le week-end on prélève les particules « âgées » et les particules d'émission récente. Par ailleurs, il faut noter que les charges en PM-10 sont dues pour 1/4 à 1/3 de leur masse à des aérosols secondaires ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , ...) qui se forment loin des sources des précurseurs et qui sont donc indépendantes de l'intensité du trafic routier [51].

Dans ce contexte il faut signaler que les résultats obtenus sur les teneurs en PM-10 durant le week-end, rejoignent ceux de l'étude sur les particules totales en suspension (TSP) effectuée en 1997 sur le même site, où l'on constatait déjà que les teneurs en TSP les plus faibles ne correspondaient pas toujours à un jour de week-end [52].

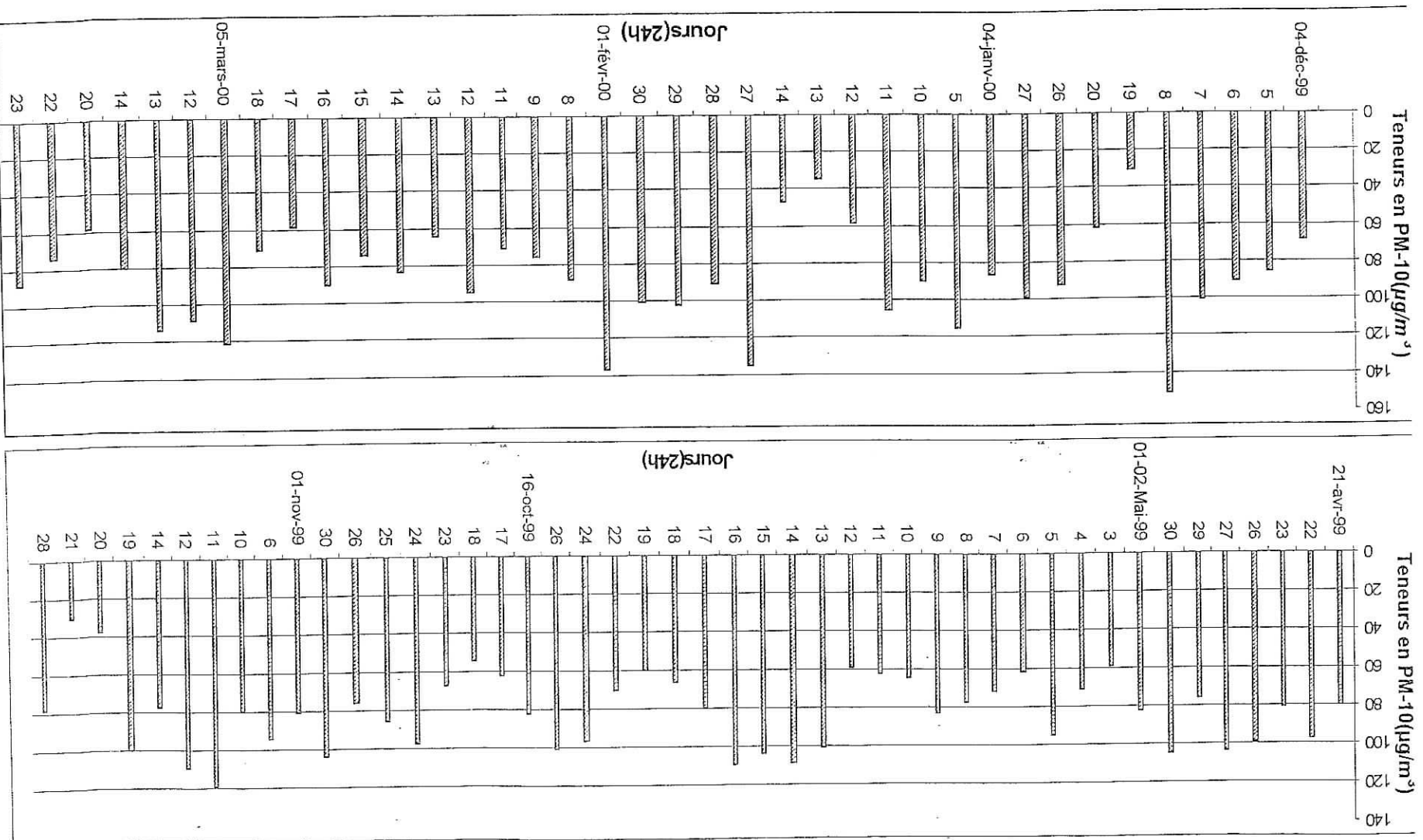


Figure N°10 : L'Evolution temporelle des PM-10 mesurées à l'ENP.

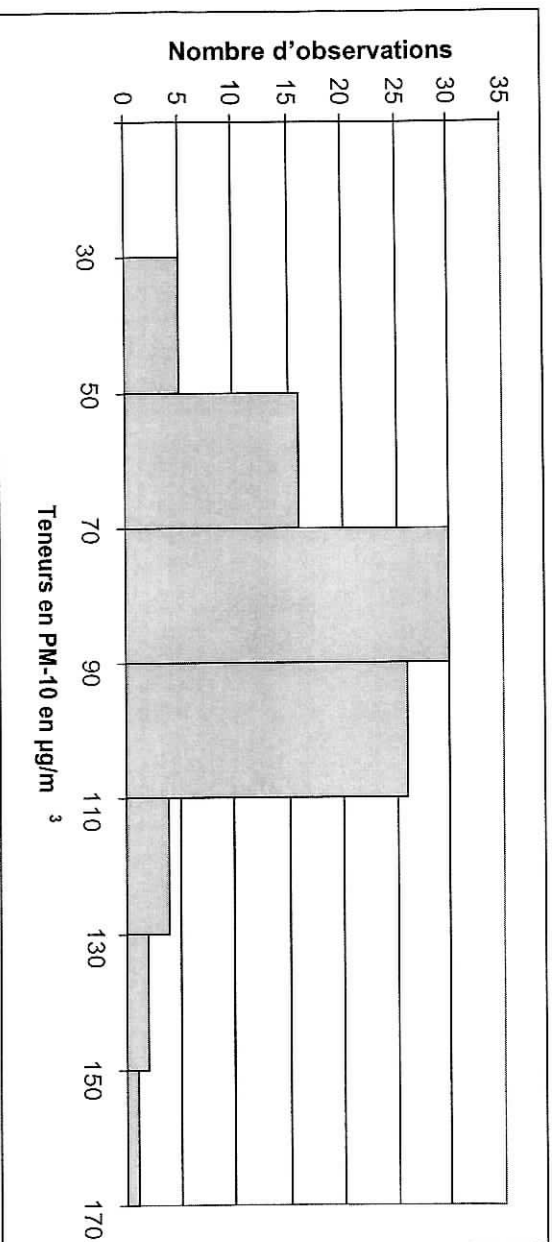


Figure N°11 : Distribution des fréquences des teneurs en PM-10 mesurées à l'ENP

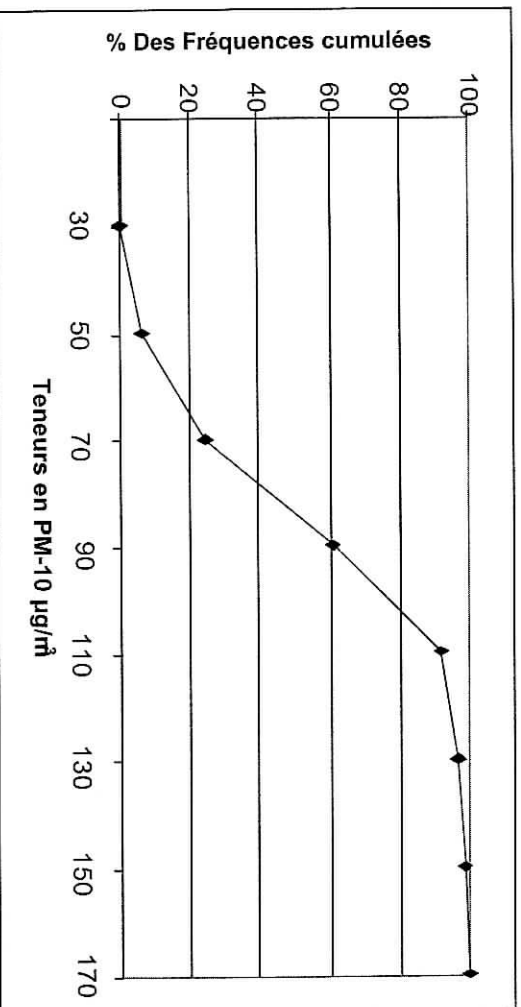


Figure N°12 : Distribution des fréquences cumulées des teneurs en PM-10.

### VI.1.2 – Ampleur de la pollution : étude comparative

Afin d'estimer l'ampleur de la pollution de l'air par la fraction inhalable des particules en suspension à Alger, il est nécessaire de comparer les niveaux mesurés aux normes et valeurs guides internationales réglementant cette forme de pollution et de les situer par rapport aux teneurs mesurées dans d'autres villes et régions du monde.

Nous résumons dans le tableau N° 14, les normes et les valeurs limites d'immission des PM-10 en vigueur ou en projet dans certains pays.

**Tableau N° 14: Valeurs limites pour les PM-10.**

| Pays             | Valeur Limite ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )   | Références |
|------------------|--|------------|
| Etats-Unis       | 150 maximum journalier (P99 sur 3 ans)   | [53]       |
|                  | 50 moyenne annuelle des teneurs journalières (mesurée sur 3 années)  |            |
| Japon            | 200 moyenne sur 1 heure  | [29]       |
|                  | 100 moyenne annuelle   |            |
| Suède            | 100 P98 des moyennes sur 24 heures   | [29]       |
| Suisse           | 50* moyenne sur 24 heures  | [29]       |
|                  | 20* moyenne annuelle   |            |
| Union Européenne | moyenne annuelle<br>2000 : 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , décroissant régulièrement<br>2005 : 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$<br>2010 : 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$   | [54]       |
|                  | moyenne sur 24 heures<br>2000 : 35 dépassements de 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum<br>2005 : 35 dépassements de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum<br>2010 : 7 dépassements de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum |            |
| OMS              | Les connaissances actuelles ne permettent pas de déterminer une concentration en dessous de laquelle aucun effet n'est observé.  | [32]       |

\* Normes proposées, non encore officialisées.

On constate ces dernières années qu'avec la récente prise de conscience du danger exercé par les PM-10, les anciennes normes régissant les TSP ou les fumées noires sont progressivement remplacées par celles des PM-10. La norme US a été revue vers la baisse, tandis que d'autres normes sont encore au stade de projet. Pour l'OMS et en fonction de l'état actuel des connaissances, il n'existe

pas une valeur seuil pour laquelle il n'y a aucun risque pour la santé. Aussi, L'OMS prévoit de publier prochainement des relations du type dose/réponse qui donnent le risque encouru par une personne exposée une vie entière à une teneur déterminée de PM-10.

Sur la base de ces normes, on constate qu'à Alger, la pollution par les PM-10 est très excessive. Les niveaux mesurés dépassent déjà sur une période de moins d'une année aussi bien le seuil à court terme que les normes régissant le long terme.

La comparaison entre les teneurs en PM-10 mesurées à Alger et celles relevées dans certaines villes de plus ou moins grandes envergures présentée en tableau N° 15, montre aussi qu'Alger accuse en site de proximité un taux très élevé en PM-10. Certes des villes comme Prague et Mexico présentent des teneurs similaires, mais ces dernières sont connues pour leur très forte pollution due entre autres à des émissions industrielles proches du centre urbain.

**Tableau N° 15 : Teneurs en PM-10 mesurées dans quelques villes.**

| Villes                                 | Moyenne Annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Teneur max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | Année         | Remarques  | Références        |
|--|---|---|---------------|--|-------------------|
| Paris<br>- Champs de mars<br>- Creteil | 39<br>28                                      | 117<br>133                              | 1995          | Sites urbains  | [38]              |
| Zurick                                 | 28  | -                                       | 1993          | Site urbain  | [29]              |
| Berlin                                 | 97  | -                                       |               | Site urbain  | [29]              |
| Edmonton<br>(Canada)                   | 27  | 86                                      | 1996          | Site urbain  | [55]              |
| Arnheim (Pays bas)                     | 74,5  | 99                                      | 1996          | Site de proximité<br>(mesure sur 3 mois)                               | [56]              |
| Prague                                 | 105   | 198,7                                   | 1996          | Site de proximité<br>intersection<br>(mesure sur 5 mois)               | [57]              |
| Mexico                                 | 96,4  | -                                       | 1990          | Teneur relative au PM<br>2,5. Site de proximité<br>(mesure sur 2 mois) | [58]              |
| Barcelone                              | 49,8  | 118                                     | 1996          | Site urbain  | [59]              |
| Marseille                              | 29  | -                                       | 1999          | Site urbain  | [60]              |
| Rennes                                 | 24  |   | 1999          | Teneur relative<br>au PM-13 site de<br>proximité                       | [60]              |
| Alger                                  | 84,1  | 151,3                                   | 1999-<br>2000 | Site de proximité  | Présente<br>Etude |



## VI.2 – Etude des métaux lourds associés aux PM-10 :

### VI.2.1– Niveau de pollution :

Formées principalement lors d'un processus de combustion, de taille, de poids et de composition très variables, les particules fines peuvent véhiculer avec eux des métaux lourds présents à l'état de traces qui doivent être surveillés, car toxiques et pénétrants jusqu'aux alvéoles pulmonaires.

L'étude des métaux lourds Pb, Cd, Ni, Cu, Mn et Co contenus dans les PM-10 a porté sur une soixantaine d'échantillons.

Les résultats obtenus sont présentés dans les figures 13 à 24. Ces figures illustrent graphiquement l'évolution temporelle des teneurs des différents éléments étudiés et les fractions massiques correspondantes.

Le tableau N° 16 et les figures 25 et 26 résument les teneurs atmosphériques moyennes et les fractions massiques moyennes correspondantes.

**Tableau N° 16 : Teneurs atmosphériques et fractions massiques moyennes des métaux lourds étudiés**

| Paramètres                      | <i>Pb</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] | <i>Cu</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] | <i>Ni</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] | <i>Mn</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] | <i>Co</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] | <i>Cd</i><br>[ng/m <sup>3</sup> ] |
|---------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Teneur maximale                 | 578                               | 144                               | 50,5                              | 31,1                              | 7                                 | 4,9                               |
| Teneur moyenne                  | 298                               | 51,5                              | 7,8                               | 7,2                               | 3,7                               | 1,9                               |
| Fraction massique maximale en % | 1,1                               | 0,2                               | 0,05                              | 0,05                              | 0,01                              | 0,019                             |
| Fraction massique moyenne en %  | 0,38                              | 0,07                              | 0,01                              | 0,01                              | 0,005                             | 0,003                             |

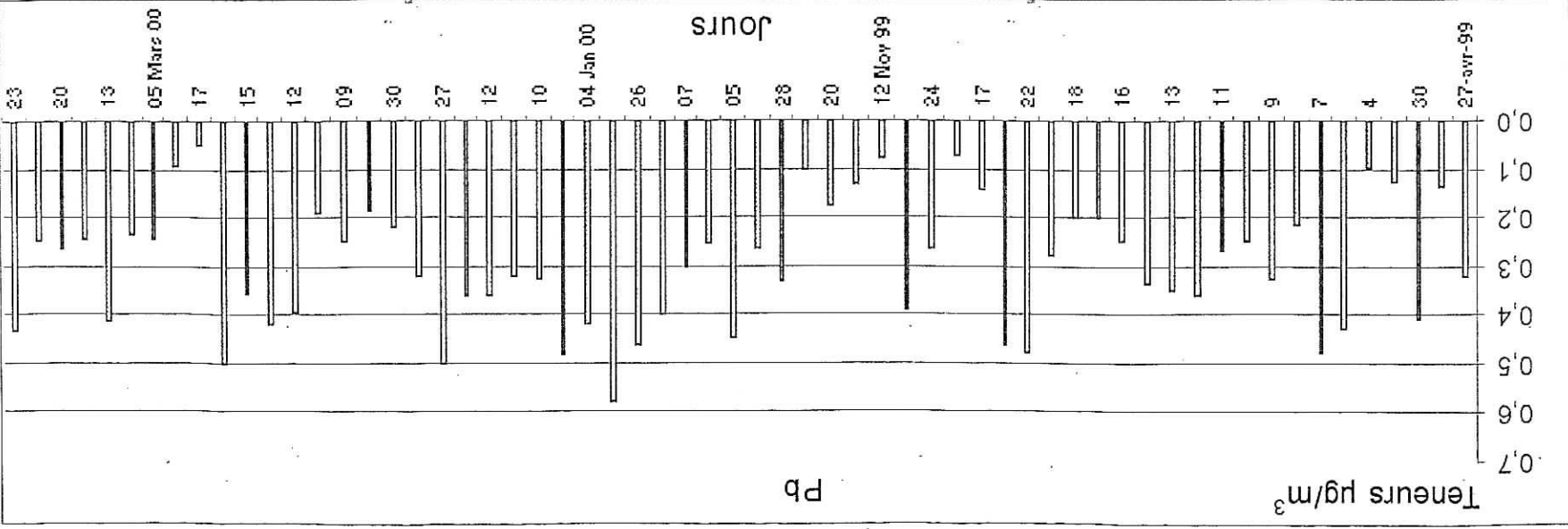


Figure 13 : Evaluation temporelle des teneurs atmosphériques en plomb mesurées à l'ENP (Alger).

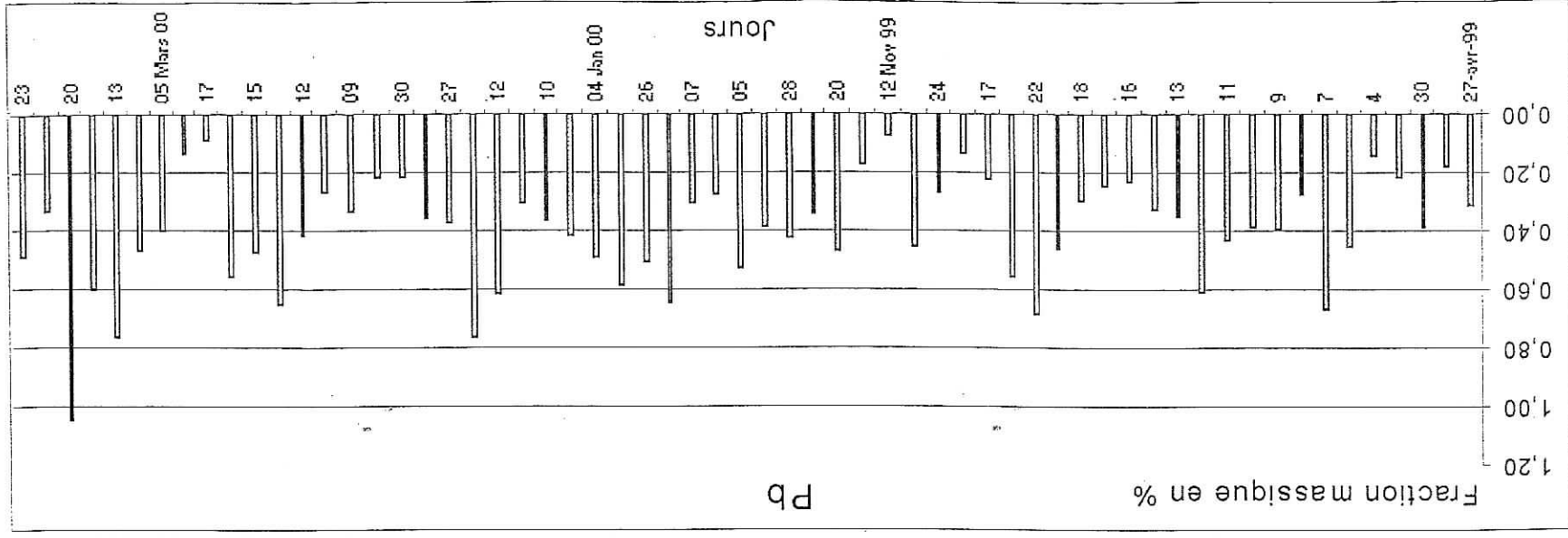


Figure 14 : Fractions massiques du plomb véhiculé par les PM-10.

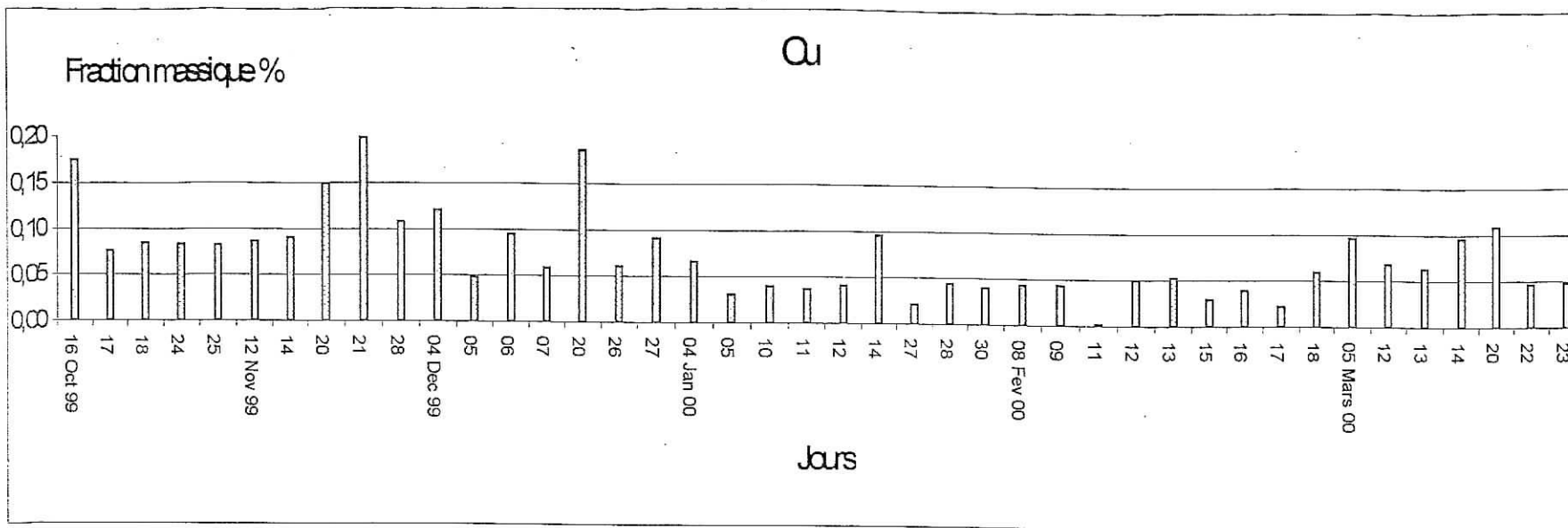


Figure 15 : Evaluation temporelle des teneurs atmosphériques en cuivre mesurées à l'ENP (Alger).

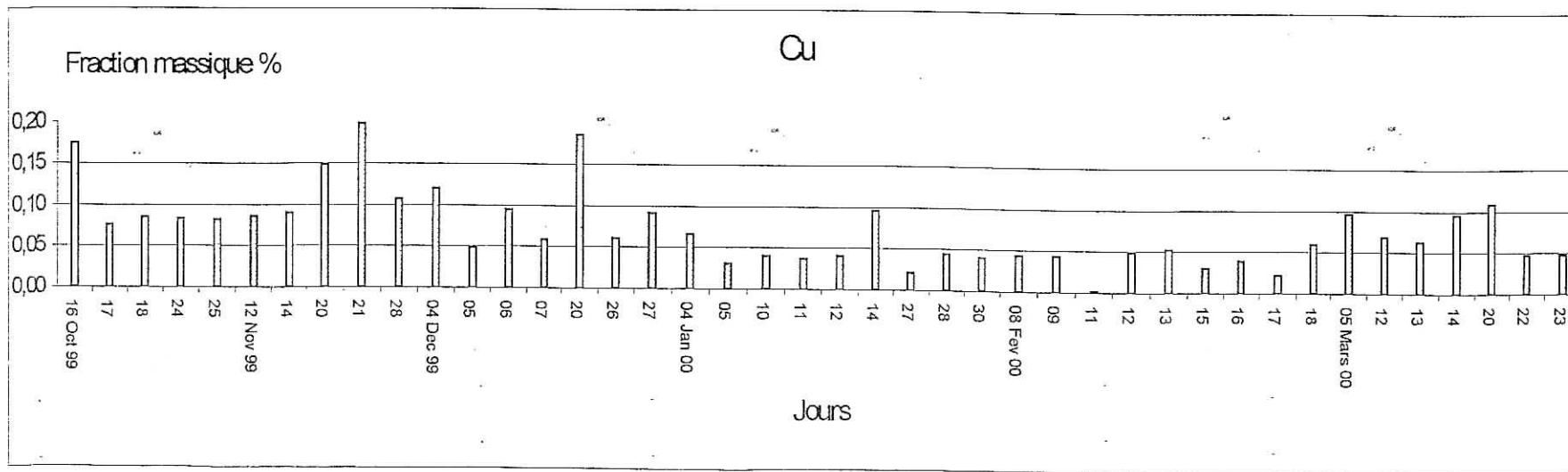


Figure 16 : Fractions massiques du cuivre véhiculé par les PM-10.

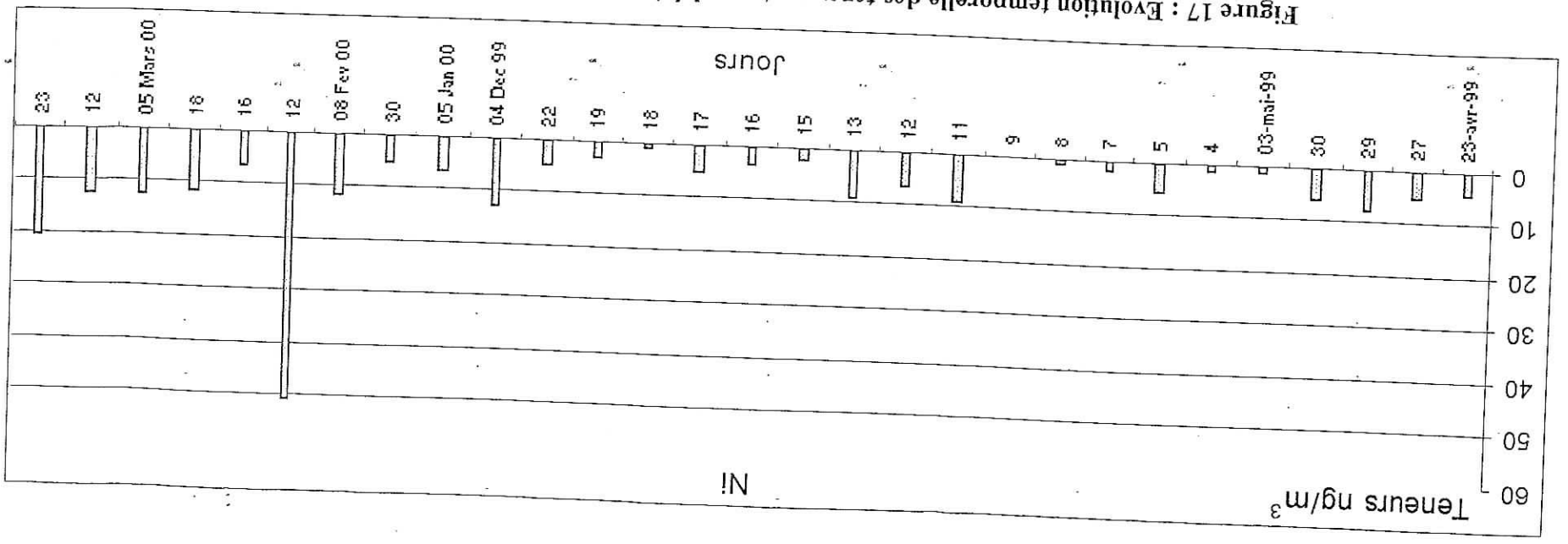


Figure 17 : Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en nickel mesurées à l'ENP.

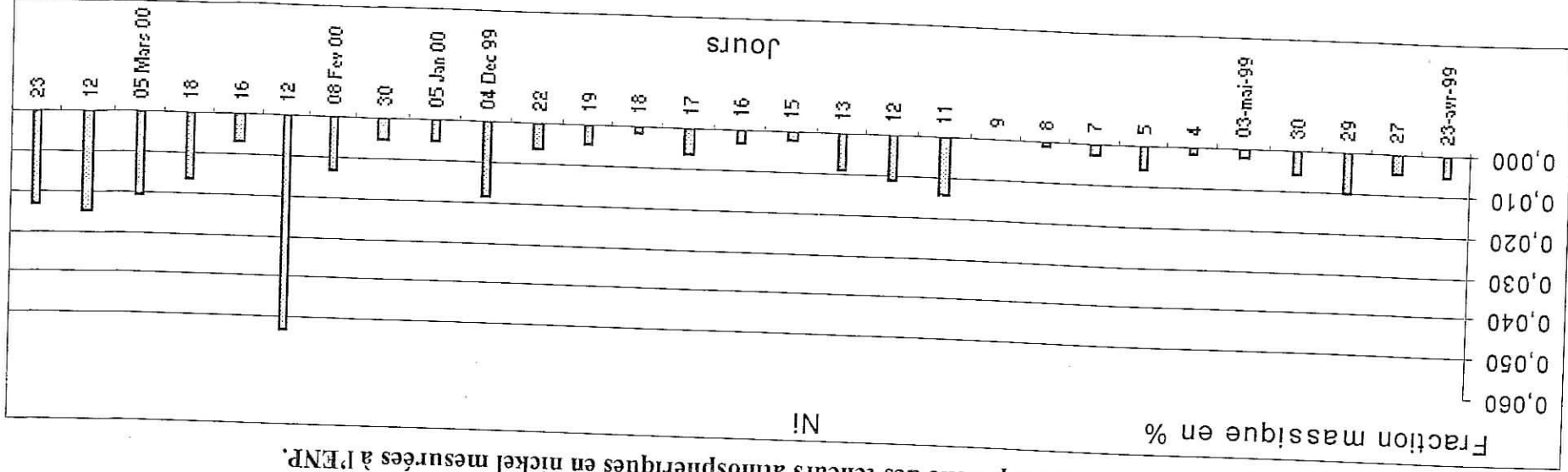


Figure 18 : Fractions massiques du nickel véhiculé par les PM-10.

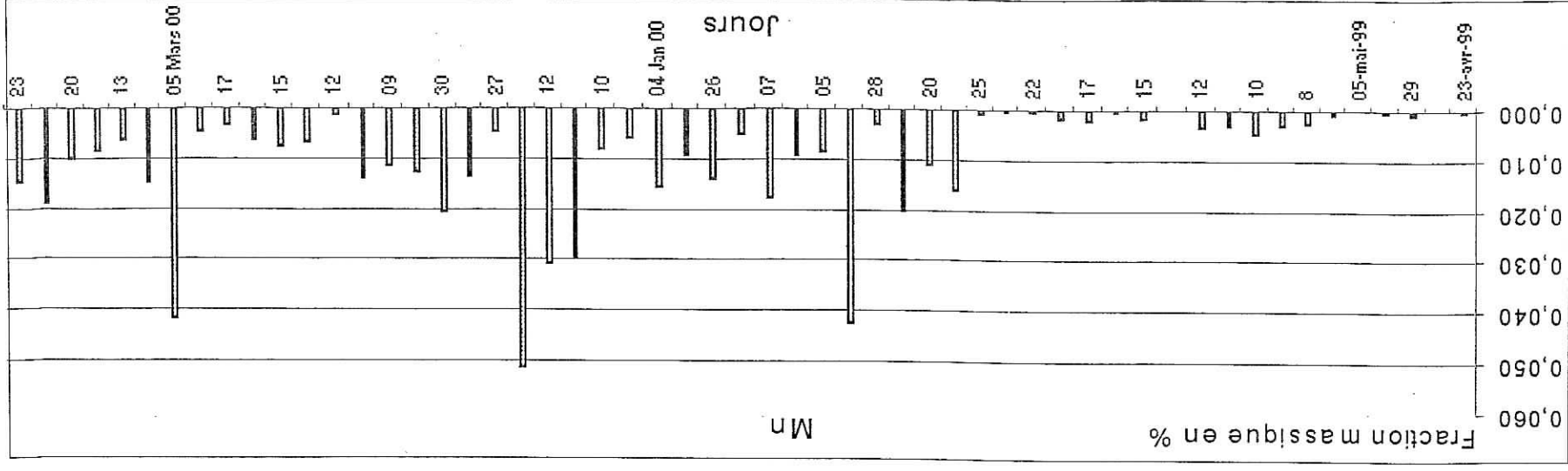


Figure 19 : Evaluation temporelle des teneurs atmosphériques en magnésium mesurées à l'ENP (Alger).

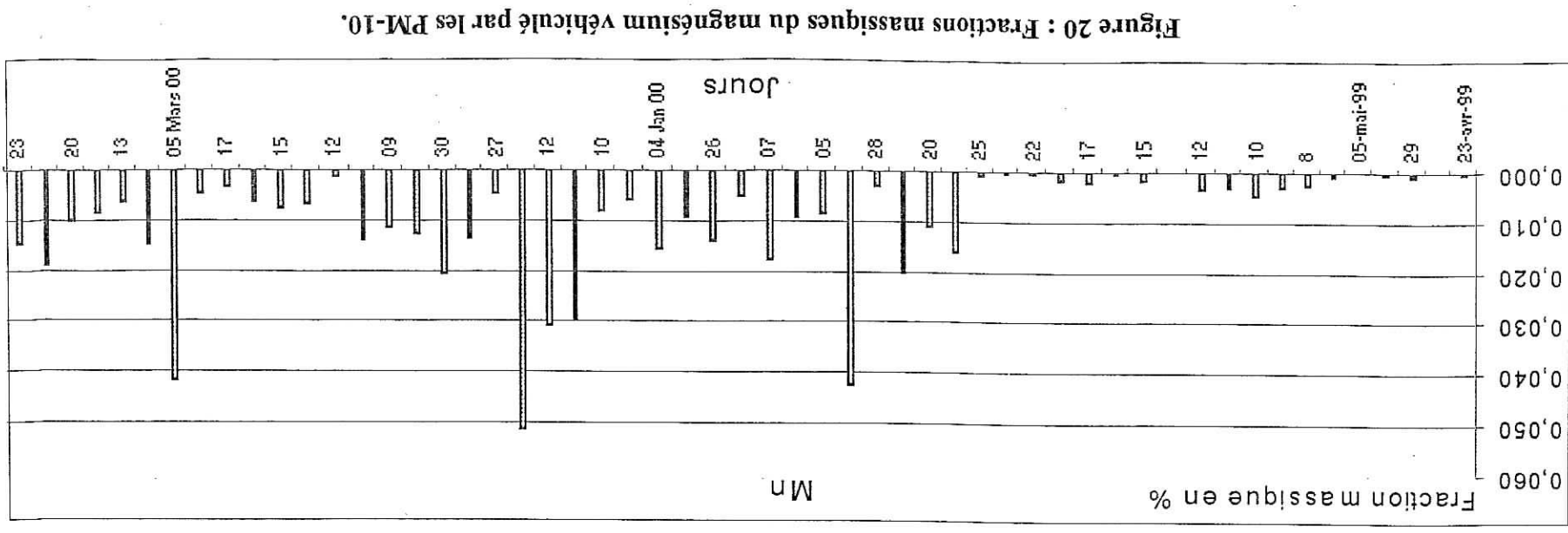


Figure 20 : Fractions massiques du magnésium véhiculé par les PM-10.

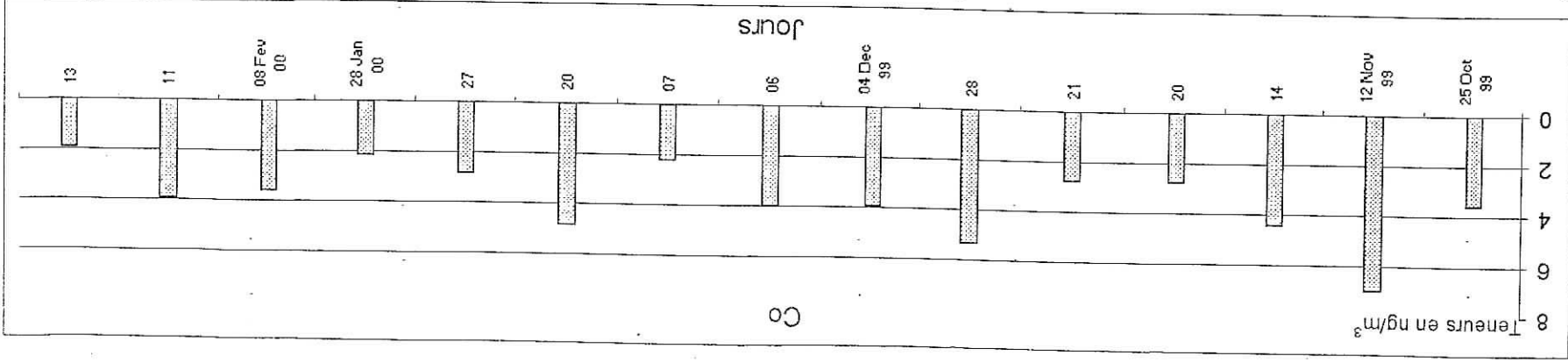


Figure 21 : Evaluation temporelle des teneurs atmospheriques en cobalt mesurees à l'ENP (Alger).

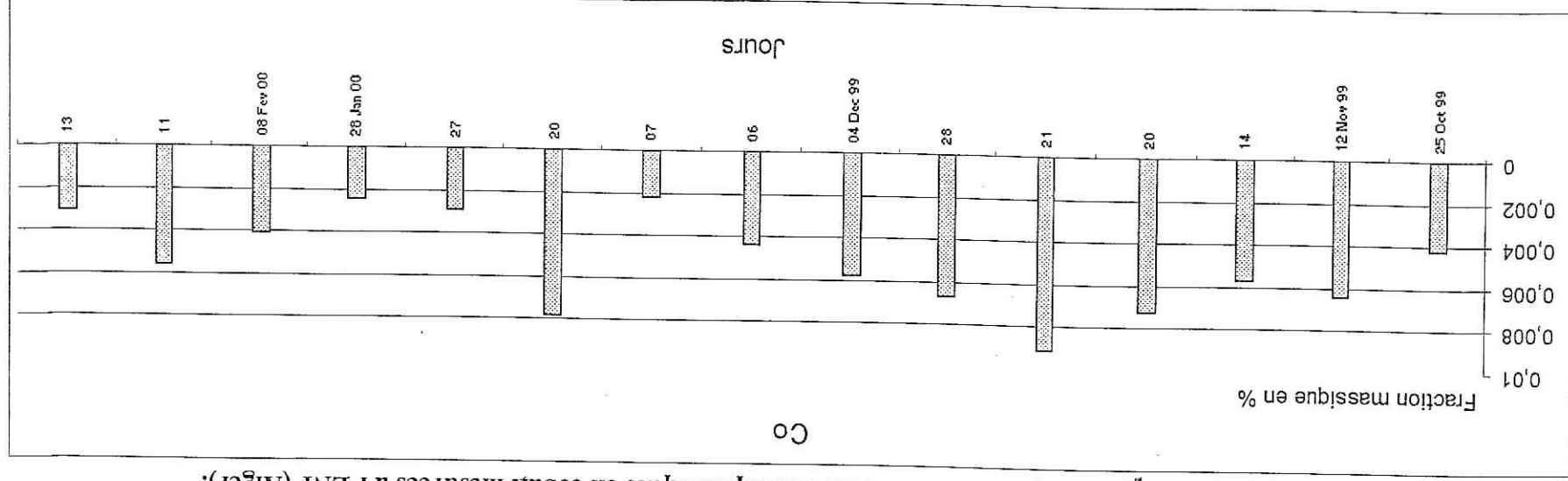


Figure 22 : Fractions massiques du cobalt vehicule par les PM-10.

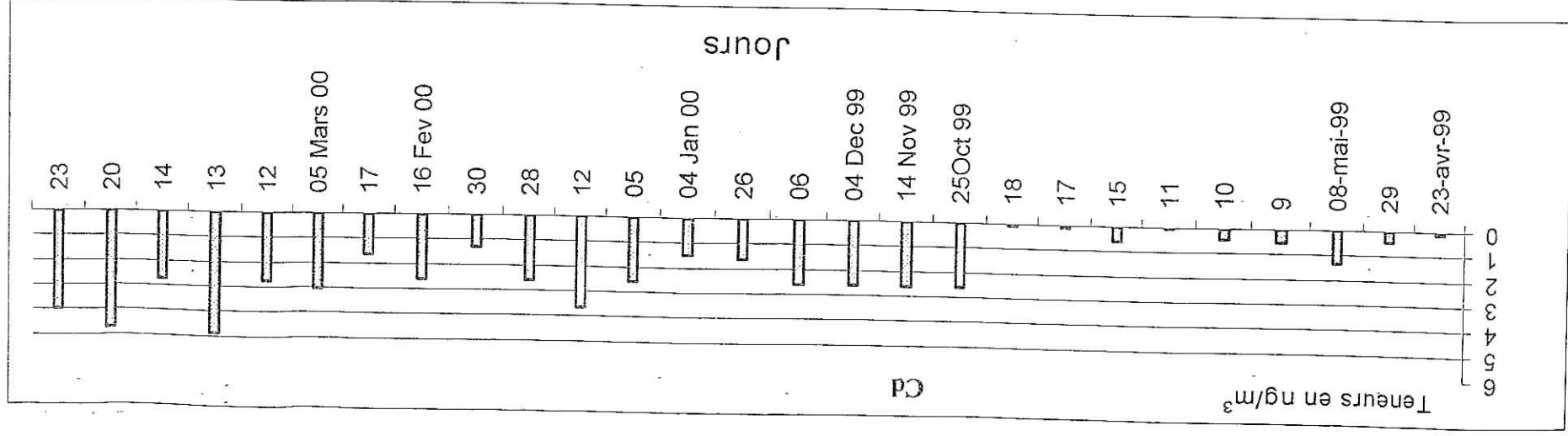


Figure 23 : Evolution temporelle dans teneurs atmosphériques en cadmium mesurées à l'ENP (Alger).

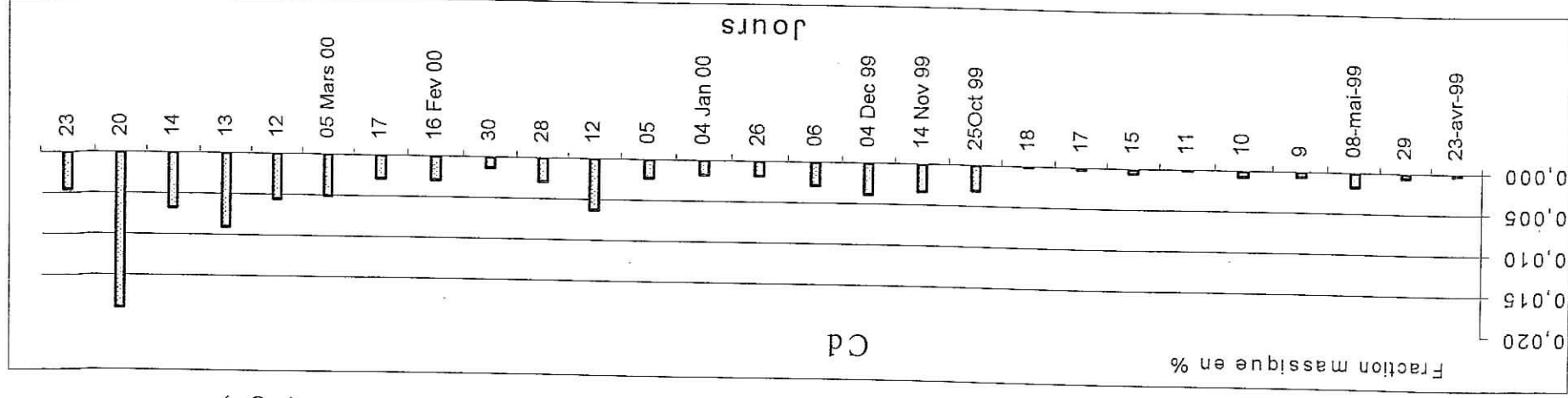


Figure 24 : Fractions massiques du cadmium véhiculé par les PM-10.

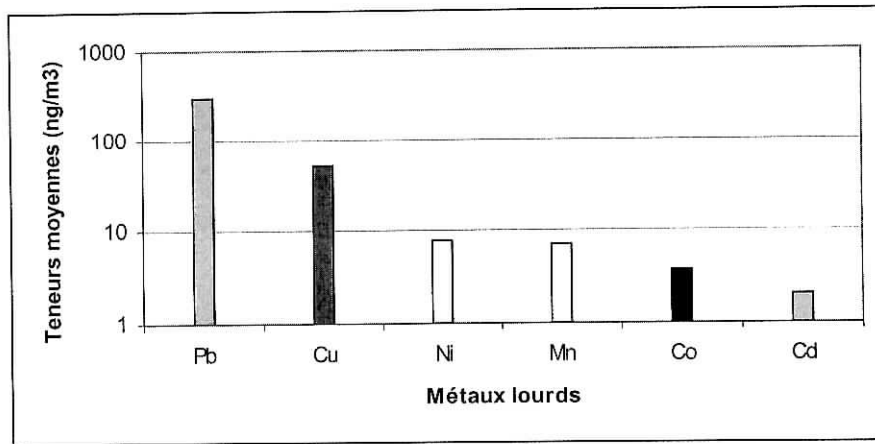


Figure N° 25 : Teneurs moyennes des éléments étudiés.

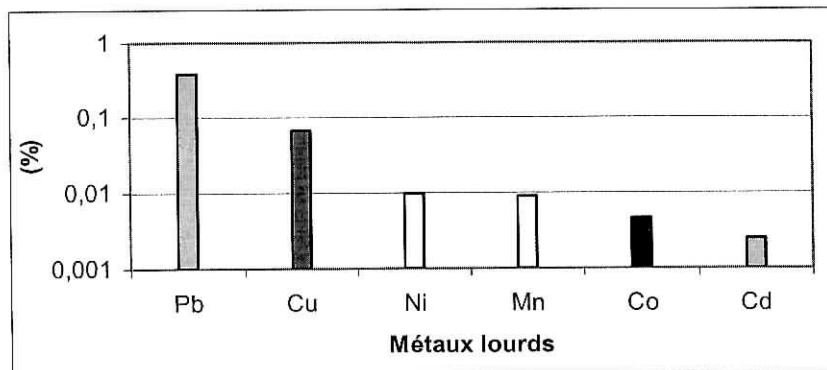


Figure N° 26 : Fractions massiques moyennes des éléments étudiés.



Tout comme dans le cas des teneurs en PM-10, on relève pour l'ensemble des éléments une variation temporelle assez importante.

Parmi les métaux lourds, le plomb est de loin le composé majoritaire, Il varie de 0,05 à 0,58  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et la teneur moyenne est de l'ordre de 0,30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En fraction massique le plomb constitue en moyenne 0,37% de la teneur des PM-10. Les éléments Cd et Co sont les moins abondants et dans plusieurs échantillons ils sont à des teneurs non détectables.

Il est ici intéressant de noter qu'en ce site, il n'y a pas une corrélation nette entre les teneurs en PM-10 et celles de Pb (figure N° 27). En d'autres termes cela signifie qu'une forte pollution en PM-10 n'entraîne pas systématiquement une forte pollution par le plomb. Ceci peut s'expliquer entre autre par la présence importante de suies issues des émissions diesel qui augmentent les taux en PM-10 sans pour autant affecter les émissions de plomb.

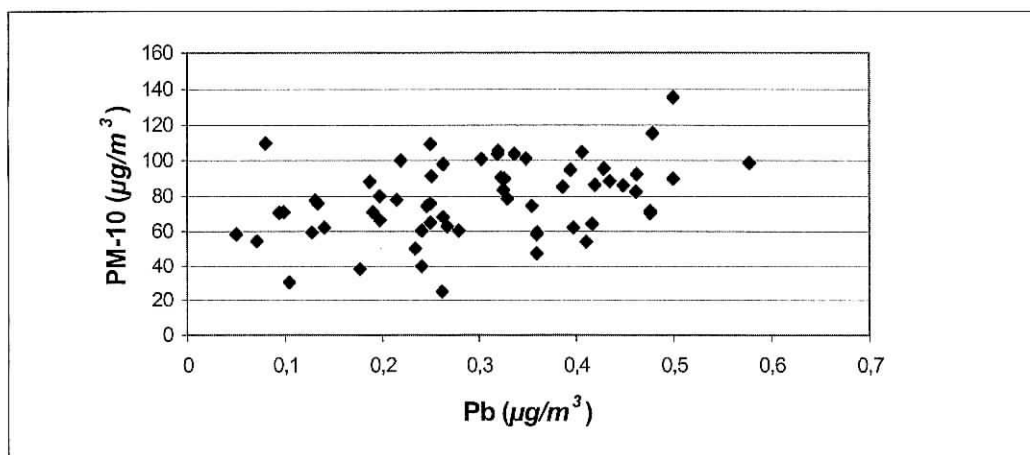


Figure N° 27 : Evolution des teneurs en plomb en fonction des teneurs en PM-10.

A Alger où l'essence non plombée vient juste d'être introduit sur le marché, la pollution par le plomb est assez préoccupante. Certes les teneurs mesurées en ce site très aéré demeurent en général en dessous des valeurs guides de l'OMS et de l'Union Européenne (norme de 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [61], mais au centre ville et particulièrement dans les rues de type canyon où la ventilation naturelle est très réduite, il faut s'attendre à des niveaux de pollution plus élevés.

La comparaison donnée en tableau N° 17 montre qu'à Alger la pollution actuelle par le plomb est du même niveau que celle mesurée par exemple à Marseille à la fin des années 80 avant la généralisation de l'utilisation de l'essence non plombée. Dans ces villes toutefois, la pollution par le plomb diminue de plus en plus et tend vers le niveau « zéro » [62, 63, 64].

En ce qui concerne les autres métaux lourds, les teneurs mesurées semblent être représentatives d'un milieu urbain non influencé par les émissions industrielles.

Ainsi globalement et à l'exception du Pb, les PM-10 mesurés en site de proximité ne véhiculent pas une pollution excessive par les métaux lourds à caractère toxique.

**Tableau N° 17 : Comparaison des teneurs moyennes en plomb ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mesurées dans quelques villes.**

| Villes                                       | Marseille | Toulouse | Lille | Alger     |
|--|-----------|----------|-------|-----------|
| 1984 (0,4 g Pb / l essence)                  | 1,7       | -        | 1,40  | -         |
| 1989 (0,25 g Pb / l essence)                 | 0,50      | 0,55     | 0,52  | -         |
| 2000 Généralisation de l'essence non plombée | 0,2-0,5   | 0,15-0,2 | 0,2   | 0,1-0,6 * |

\*Présente étude

L'ampleur de la pollution de l'air par les apports non naturels en métaux lourds peut être évaluée par les facteurs d'enrichissement F calculés par rapport à un élément référence selon [4] :

$$F = \frac{\text{teneur de l'élément dans l'air}}{\frac{\text{teneur élément de référence dans l'air}}{\text{teneur élément de référence dans le sol}}} \dots\dots\dots (19)$$

Comme référence, on prend le scandium qui est un élément qui ne peut être émis que par la croûte terrestre par voie naturelle [64].

Pour les teneurs des éléments dans le sol, nous utilisons les valeurs suivantes [64] :

Pb : 13  $\mu\text{g}/\text{g}$     Co : 25  $\mu\text{g}/\text{g}$   
Cu : 55  $\mu\text{g}/\text{g}$     Cd : 0,2  $\mu\text{g}/\text{g}$   
Ni : 75  $\mu\text{g}/\text{g}$     Sc : 22  $\mu\text{g}/\text{g}$   
Mn : 950  $\mu\text{g}/\text{g}$

Pour le Sc dans l'air on a 0,2  $\text{ng}/\text{m}^3$  [66].

On calcule ainsi par exemple des facteurs d'enrichissement de l'ordre de 2519 pour le Pb et 1090 pour le Cd. Ce fort enrichissement reflète l'ampleur de la pollution d'origine anthropique (Figure N° 28).

Dans le cas du cadmium, on constate qu'à des teneurs même très faibles (teneur atmosphérique moyenne = 1,9  $ng/m^3$ ), il est fortement enrichi dans l'atmosphère. Pour les autres métaux lourds étudiés, le faible enrichissement indique qu'ils sont en majeure partie d'origine naturelle (Enrichissement de 1 à 20 pour le Mn, Ni et Co et de l'ordre de 100 pour le Cu).

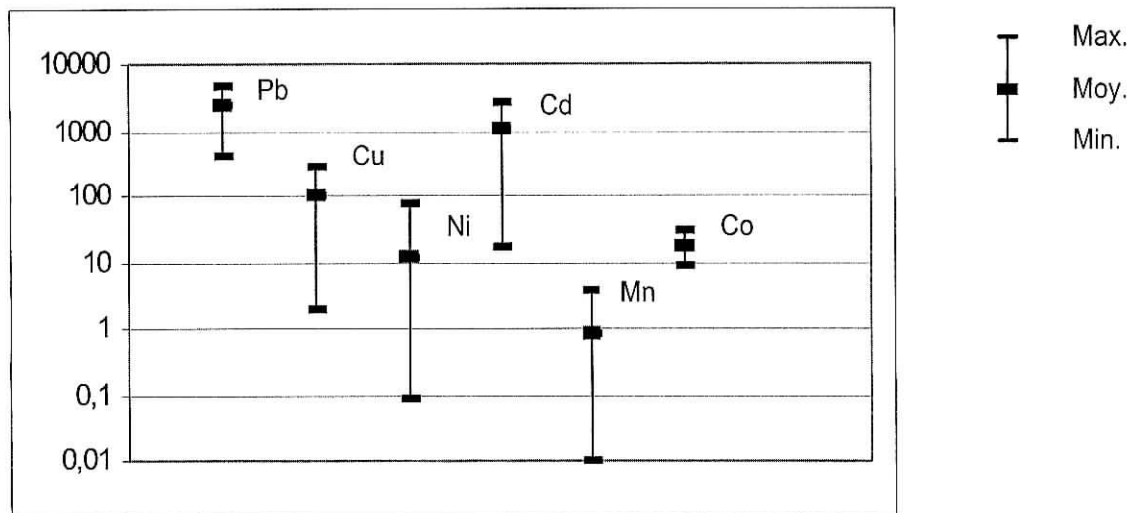


Figure N° 28 : Facteurs d'enrichissement des éléments étudiés à l'ENP.

La comparaison avec les teneurs en métaux lourds mesurés dans d'autres villes (tableau N° 18) confirme aussi la relative faible pollution par les métaux lourds à Alger.

Tableau N° 18 : Comparaison des teneurs atmosphériques en métaux lourds mesurés dans certaines grandes villes.

| Villes          | Prague [57] | Paris [67] | Khartoum [68] | Barcelone [59] | Alger* (ENP) |
|-----------------|-------------|------------|---------------|----------------|--------------|
| Pb ( $ng/m^3$ ) | 132         | 162        | 47            | 340            | 298          |
| Cd ( $ng/m^3$ ) | 1,76        | 2,2        | -             | -              | 1,9          |
| Mn ( $ng/m^3$ ) | 36,2        | 22         | 91            | -              | 7,2          |
| Ni ( $ng/m^3$ ) | 7,8         | 12,8       | 6,1           | -              | 7,8          |
| Cu ( $ng/m^3$ ) | 55,7        | 31         | 6,9           | -              | 51,5         |

\*Présente étude

### VI.2.2 – Les sources des métaux lourds:

Les principales sources des métaux lourds sont d'origines naturelles et anthropogéniques. Dans certaines zones industrielles et urbaines, plusieurs métaux lourds peuvent avoir une origine commune.

L'étude d'éventuelles relations entre les différents métaux lourds peut renseigner sur les origines communes de ces éléments. Une telle étude consisterait en l'examen des coefficients de corrélation liant les différents métaux lourds entre eux. Un coefficient de corrélation élevé signifie qu'on est en présence d'une source commune.

Dans le cas de notre étude, les coefficients de corrélation obtenus sont présentés sous forme de matrice en figure N° 29.

Cette matrice montre que :

- Le plomb ne présente aucune corrélation ; il provient d'une source unique, le trafic routier.
- On observe de faibles corrélations entre le Cd/Ni, Cd/Mn et Co/Ni. Ces éléments seraient en partie d'origine industrielle provenant de sources lointaines.

**Figure N° 29 : Matrice des coefficients de corrélation liant les différents métaux lourds.**

|    |       |       |       |       |       |      |
|----|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| Pb | 1,00  |       |       |       |       |      |
| Ni | 0,01  | 1,00  |       |       |       |      |
| Cu | -0,37 | 0,05  | 1,00  |       |       |      |
| Cd | -0,01 | -0,43 | -0,21 | 1,00  |       |      |
| Mn | -0,17 | -0,01 | -0,34 | -0,68 | 1,00  |      |
| Co | -0,15 | -0,51 | 0,06  | -0,39 | -0,36 | 1,00 |
|    | Pb    | Ni    | Cu    | Cd    | Mn    | Co   |

### VI.2.3 – Les émissions de plomb issues du trafic routier:

Le plomb présent dans l'atmosphère urbaine provient essentiellement de la combustion des carburants essence. Les carburants algériens en contiennent en moyenne 0,4 g/l [69]. Après combustion, la majeure partie du plomb contenu dans les carburants, soit environ 75% est rejetée dans l'atmosphère sous forme de fines particules [70] et vient enrichir les PM-10.

A l'échelle nationale, pour les quelques 2.200.000 véhicules roulant à l'essence [10], la consommation en carburant s'est élevée en 1999 à environ 2.920.000 m<sup>3</sup> d'essence plombée [69].

Les émissions annuelles en plomb particulaire qui en résultent s'élèvent alors à 876 tonnes. L'agglomération du Grand-Alger qui comptabilise le quart du parc national automobile reçoit ainsi une charge polluante de plomb de l'ordre de 220 tonnes/an. La dispersion de cette pollution et sa dilution entraîne en milieu urbain des teneurs atmosphériques pouvant atteindre 0,6 µg/m<sup>3</sup>.

En considérant la relation donnant le transfert du plomb de l'air au sang [71, 72]

$$Pb_{sang} = 1,216 Pb_{air} + 15,65 \dots\dots\dots(20)$$

on constate que la plombémie de la population exposée serait accrue d'environ 0,5 µg/dl de sang. Ce taux de croissance de plombémie peut être considéré comme étant plus ou moins acceptable [04].

**VI.2. 4 – Calcul de la dispersion des émissions de plomb issues du trafic automobile de la route nationale N° 5 :**

Dans le cas d'une infinité de sources ponctuelles en ligne comme c'est le cas des véhicules dans un trafic routier, le modèle gaussien formulé par Turner [4, 73] s'exprime par :

$$C_{(x,0,0,0)} = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \cdot \frac{Q}{\sigma_z \cdot u} \dots\dots\dots(21)$$

$C_{(x,0,0,0)}$  : Teneur en plomb atmosphérique au niveau du sol à une distance  $x$  de la source polluante.

$Q$  : Débit d'émission de plomb.

$\sigma_z$  : Dimension verticale du panache en m donné par  $\sigma_z = b x^c$  où  $b$  et  $c$  sont les paramètres de diffusion de Pasquill qui dépendent des classes atmosphériques et des distances  $x$ .

$U$  : Vitesse du vent en m/s.

Dans cette équation si  $Q$  est exprimé en  $\mu g \cdot s^{-1} \cdot m^{-1}$ , la concentration en  $Pb$  est obtenu en  $\mu g/m^3$ .

Pour le cas des émissions des véhicules de la RN5 qui exercent la plus importante influence sur le site de l'ENP qui a fait l'objet de ce travail, on considère les données suivantes :

1. La RN5 dans ses 4 voies est fréquentée en moyenne par 24200 véhicules/jour [74], dont 76.6% roulent à l'essence plombée à raison de 0,4 g/l [10, 69]. 75% du plomb est émis à l'atmosphère. Le taux de consommation de carburant et la vitesse moyenne sont estimés respectivement à 9 l/100 km et 55 Km/h [75].
2. Le dépouillement des données climatologiques de la station météo de Dar-El beida [76] montre que le site est fréquemment balayé par les vents Nord-Est perpendiculairement à la RN5 et les vitesses de vent prédominantes sont :

- Vent très faible < 2 m/s
- Vent modéré : 5-6 m/s
- L'insolation diurne est relativement forte > 60 mW/cm<sup>2</sup>

En fonction de ces données et d'après la classification de Pasquill (Tableau N° 19), on détermine pour le site ENP les catégories de stabilité atmosphérique les plus fréquentes qui sont les classes A et B.

Pour ces deux classes, on détermine alors pour différentes distances les coefficients de Pasquill  $b$  et  $c$  (Tableau N° 20) et on calcule les dimensions verticales du panache  $\sigma_z$ .

Pour le calcul du débit d'émission de plomb, on procède comme suit :

Sur un trajet de 100 Km, il y a l'émission de 
$$\frac{0,4g \cdot 9 \cdot 75 \cdot 10^6}{100} = 2,70 \cdot 10^6 \mu g$$

Pour une vitesse de 55 Km/h, on a :

$$\frac{2,7 \cdot 10^6 \cdot 55}{100} = 1,49 \cdot 10^6 \mu g / h$$

en une seconde on aura :

$$\frac{1,49 \cdot 10^6}{3600} = 413 \mu\text{g} / \text{s.veh.}$$

Le nombre de véhicules/m qui se trouve sur l'autoroute est donné par :

$$\text{véh} / \text{m} = \frac{\text{flux (véh)} / \text{h}}{\text{Vitesse moyenne m/h}} \times \frac{76,6}{100} = \frac{24200.76,6}{24.55000.100} = 0,014 \text{véhicule} / \text{m}$$

(soit moins de 2 véhicules par 100 m).

D'où le débit d'émission de plomb qui s'élève à :

$$Q = 413.0,014 = 5,8 \mu\text{g}/\text{m.s} \text{ de Pb.}$$

En fonction de ces données et pour les classes atmosphériques considérées, l'évolution des teneurs en plomb en fonction de la distance et calculées d'après le modèle gaussien, est donnée en figure N°30.

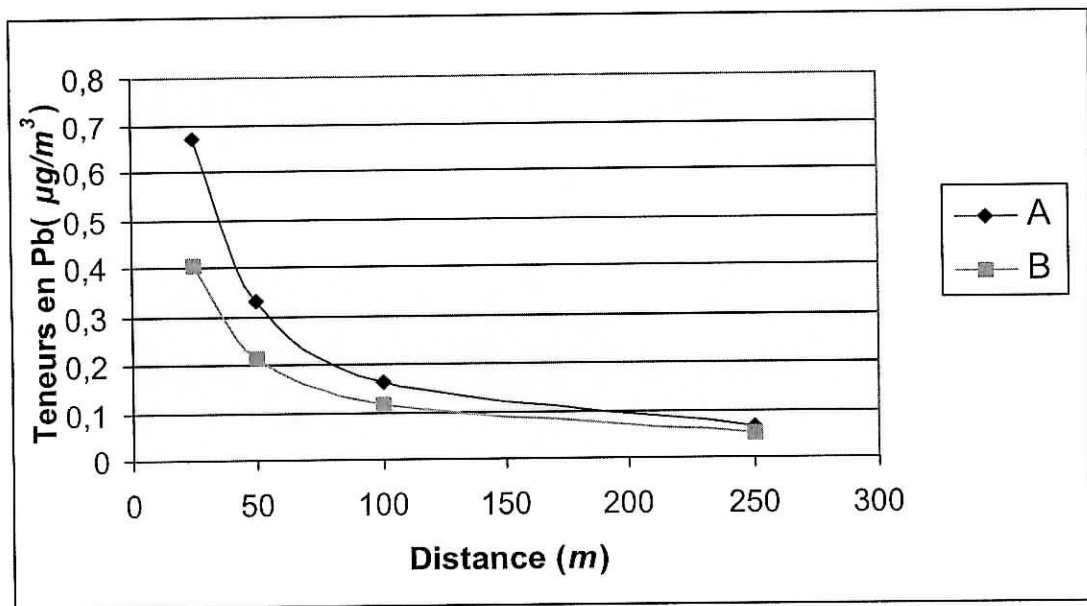


Figure N° 30 : Evolution des teneurs en plomb en fonction de la distance calculée par le modèle gaussien.



On constate que les teneurs en plomb diminuent rapidement en s'éloignant de la source. A quelques dizaines de mètres de la route, le modèle reproduit des valeurs qui se rapprochent des teneurs mesurées expérimentalement ( $\cong 0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). On relève par ailleurs qu'en terme de pollution, la situation la plus défavorable correspond à la classe atmosphérique A (atmosphère stable) qui se caractérise par des vents faibles et une mauvaise dispersion.

Ainsi, connaissant les caractéristiques du trafic et les données climatiques, il est possible de prévoir avec une bonne approximation les niveaux de pollution engendrés par le trafic sur un axe routier donné.

## VII – Conclusion :

Au cours de cette étude, nous avons mesuré, pour la première fois en Algérie, les niveaux de pollution de l'air ambiant par les particules inhalables, les PM-10. L'étude montre que dans l'agglomération d'Alger, la pollution de l'air par les PM-10 atteint des niveaux excessifs. La teneur journalière moyenne s'élève à  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le maximum atteint  $151 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et dans environ 95% des cas étudiés, la teneur journalière est supérieure à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'ampleur de cette pollution résulte sans doute de la mauvaise combustion d'un parc automobile qui n'est pas fortement diésélisé, mais âgé, mal entretenu et dépourvu de systèmes d'épuration.

L'étude de certains métaux lourds (Pb, Cd, Ni, Cu, Mn et Co) associés aux particules fines montre, qu'à l'exception du plomb, les PM-10 ne véhiculent pas une pollution excessive par les métaux lourds à caractère toxique. Avec une moyenne de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la teneur en plomb est par contre relativement élevée. Bien qu'étant en deçà des normes, elle suscite quand même des inquiétudes, car devant un trafic routier qui s'intensifie de plus en plus et où la consommation en carburant non plombée est négligeable, il faut s'attendre à une aggravation de cette pollution et ce à un moment où un peu partout dans le monde, les teneurs tendent vers zéro et où la pollution par le plomb ne constitue plus une préoccupation.

L'étude montre par ailleurs que les émissions anthropogéniques engendrent un fort enrichissement de l'atmosphère par le plomb et le cadmium (facteur d'enrichissement de 2519 et 1090 respectivement).

Un modèle de calcul des concentrations du polluant Pb issu du trafic routier a été testé et les résultats obtenus reproduisent avec une assez bonne approximation les résultats expérimentaux.

Il faut rappeler que ces résultats concernent un site de proximité qui de part sa topographie est très bien aéré. Dans les rues de type "canyon" bordées d'immeubles élevés, les niveaux de pollution seraient certainement plus élevés.

L'Algérie présente ainsi la particularité d'être un pays qui n'est pas fortement motorisé, mais qui présente une pollution particulière plus importante que dans les pays développés où le trafic routier est bien plus intense.

A la lumière de ces résultats et afin d'améliorer graduellement la situation ou au moins éviter son aggravation, nous présentons les recommandations suivantes :

- Mise en place d'une réglementation imposant la présence d'un catalyseur sur tout véhicule nouvellement importé avec une meilleure offre de l'essence sans plomb
- Introduction du contrôle technique et maintenance des véhicules.
- Encouragement de la bicarburant Essence GPL ou GNC
- Amélioration de la gestion du transport avec réduction des points de congestion et multiplication des transports en commun.

Enfin et comme le parc automobile dieselisé prend de plus en plus d'ampleur, il est nécessaire de lancer des études sur les particules respirables PM-2,5 et d'engager des études épidémiologiques pour une meilleure maîtrise des effets de la pollution particulière sur la population citadine.

**VIII – BIBLIOGRAPHIE :**

- [01] : J. P. Detrie, « La pollution atmosphérique », Ed. Dunod, Paris, 1969.
- [02] : M. Barnea, P. Ursu, « Pollution et protection de l'atmosphère », Ed. Eyrolles, Paris, 1974.
- [03] : F. Ramade, « Elément d'écologie, action de l'homme sur la biosphère », M. C. Graw Hill, Paris, 1982.
- [04] : J. D. Butler, « Air pollution chemistry », Academic press, London, 1979.
- [05] : C. Dang, T. P. Fontelle et R. Leygonie, « Les émissions de poussières et généralités sur leur mesure à l'émission », La pollution atmosphérique, Janvier-Mars, 1990, pp. 38-46.
- [06] : C. Gagnon, « Rapport annuel de la qualité de l'air - 1994. Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Division de l'assainissement de l'air et de l'eau », 55 p, 1995.
- [07] : R. Leygonie, « Les métaux lourds dans l'air : source, émissions, mesures, effets », Pollution atmosphérique, Juillet-Septembre, 1993, pp. 63-74.
- [08] : M. Boughedaoui, R. Kerbachi, « La pollution particulaire à Raïs-Hamidou, ampleur et dispersion », AJOT, Volume 10, série D. N°1, 1994, pp. 149-168.
- [09] : P. H. Brumer, « Approche globale des problèmes d'environnement liés à l'incinération d'ordures ménagères », Pollution atmosphérique, Juillet-Septembre 1988, pp. 301-308.
- [10] : Office National des statistiques (Alger), données statistiques, parc national automobile N° 225, 1998.
- [11] : R. KERBACHI, « Cours de pollution atmosphérique, Post - graduation », ENP, Adresse : 10, Avenue Hassen Badi – B. P. 182 – 16200 EL Harrach - Alger, 2000.
- [12] : F. Petit. Courieux, A. Person, Y. Le Moullec, « Connaissance atmosphérique en milieu urbain : représentativité biologique et difficultés météorologiques », Pollution atmosphérique, Janvier-Mars, 1990, pp. 21-30.
- [13] : R. Joumard, « Quels polluants? Contribution des transports », Pollution atmosphérique, 121, 1989, pp. 5-8.
- [14] : J. C. Ronneau, « Les particules atmosphériques », Conférences données à l'ENP, Alger, 1992.
- [15] : A. Renoux et D. Borland, « Les aérosols : physique et méthodologie » ; Technique et Documentation, Paris, 1998.
- [16] : J. Y. Reult, « Pollution particulaire de l'air », Chaud-Froid-Plomberie (CFP) N° 464, pp. 155-163.
- [17] : W.C. Hinds, « Aerosol technology », Wiley Interscience, Londres, 1982.
- [18] : P. Masclat et H. Cachier, « L'aérosol atmosphérique », analysis magazine, 1998, 26, N°09 pp. 11-17.
- [19] : J. Colls, Air Pollution, an introduction, Ed. E et FN SPON, London, 1997.

- [20] : PNR 41, communiqué de presse: Les sources de poussières fines à la trace, Suisse, 1998.
- [21] : G. Deletraz – SET, E. Paul – Lama, « Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes », Contrat ADEME n° 97 93 022, Mars 1998.
- [22] : A.C. Stern, R.W. Boubel, D.B. Turner et D. L. Fox, « Fundamentals of air pollution » Academic press, London, 1984.
- [23] : M. Lazaridis, David M. Broday, Qystein Hov, and Panos G. Georgopoulos « Deposition of Inhaled Particles in the Human Respiratory Tract. », Env. Sc. Tech. Vol.35 N° 3727-3734, 2001.
- [24] : D. Brochard, J. C. Pairon, J. Bignon, « Aérosol et santé : Déposition et épuration des particules inhalées », Pollution atmosphérique, Avril-Juin, 1999, pp. 178-182.
- [25] : J. Bignon, « Cible cellulaires et réponses pathologiques aux aérosols inhalés », Pollution atmosphérique, Avril-Juin, pp.132-135.
- [26] : Environnement Canada, Les particules de l'air ambiant - Vue d'ensemble, Québec, Février, 1998.
- [27] : D. W. Dockery, J. Schwartz, J. D. Spengler, « Air pollution and daily mortality : Associations with particulates and acid aerosols », Environ. Res. 59, 1992, pp. 362-373.
- [28] : C. A. Pope, M.Thun, M. Namboodiri, D. Dockery, J. Evans, F. Speizer, « Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US-adults », AMJ. Respir. Crit. Care ;151, 1995. pp. 669-674.
- [29] : Particules en suspension: Mesure et évaluation des effets sur la santé; « Cahier de l'environnement, publication de l'office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage(OFEFEP) N°270, 1996, Berne-Suisse.
- [30] : J. Schwartz, and D. W. Dockery, « Total suspended particulate matter and daily mortality in Cincinnati, Ohio », Environ. Health Perspect, 102/2, 1994, pp. 589-598.
- [31] : D. W. Dockery, C. A. Pope, X. Xiping; J. Spengler, J. Ware, M. Fay, B. Feres, and F. Speizer « An association between pollution and mortality in six U.S. Cities », N. Engl. J. Med, 329/24, 1993, pp. 107-132.
- [32] : « OMS : Update and revision of air quality guidellines for Europe », WHO regional publications, European, Serien, Copenhagen,1997.
- [33] : U. Ackermann-Liebrich, Leuenberger, Ph, J. Schwartz, AP. Perruchoud, O.Brändli, C. Schindler And SAPALDIA-Team, « Effects of Long Term Exposure to Air Pollution on Lung Function », (SAPALDIA Study) Am J Respir Crit Care Med; 149(4.2): A663; 1994.
- [34] : E.Zemp, AP. Perruchoud, S.Elsasser, TC. Medici, G.Domenighetti, U.Ackermann-Liebrich, JM.Tschopp and SAPALDIA-Team « Long term ambient air pollution and chronic respiratory symptoms », (SAPALDIA) Am J Respir Crit Care Med 1994; 149 (4.2): A662, 1994.

- [35] : C. Braun-Fahrländer, M.Gassner, L.Grize, C Neu U. Minder, TH. Küenzle, FH. Sennhauser, C. Schindler, HS. Varonier, JC. Vuille, B. Wüthrich «Respiratory health and long term exposure to air pollutants in Swiss school children», *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1042-49; 1997.
- [36] : DW. Dockery, FE. Speizer, DO. Stram, J JH. Ware, JD. Spengler, BG Jr. Ferris « Effects of inhalable particles on respiratory health of children », *Am. Rev. Respir Dis.* 139:587-594;1989.
- [37] : Société française de santé publique, « La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique », collection santé et société N° 4, Paris 1996.
- [38] : « La qualité de l'air en France en 1995-96 », Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), Editions ADEME, Paris, 1998.
- [39] : S. Tissot, « Toxicité des particules émises par la circulation automobile », INERIS, Loi sur l'air, convention 13/98, Décembre 1999.
- [40] : K. Steenland, J. Deddens, et al., « Diesel exhaust and lung cancer in the trucking industry : exposure-response analyses and risk assessment », *Am J Ind Med* 34(3) : 220-8, 1998.
- [41] : J. Martin et L. Y. Mayster, « Santé et pollution de l'air », press Polytechniques Romandes, Suisse, 1998.
- [42] : R. S. Hamilton, « The soiling of materials in the ambient atmosphere », *Atm. Env.*, Vol. 26A, N°18, p 3291-3296, 1992/12/02.
- [43] : J. F. Sisler, « The relative importance of soluble aerosols to spatial and seasonal trends of impaired visibility in the United States », *Atm. Env.*, Vol. 28, N° 5, p 851-862, 1994.
- [44] : R. Shaw, « La pollution par les particules atmosphérique », *Pour la science*, Octobre, 1987, pp. 22-31.
- [45] : G. Madelain, « Métrologie des aérosols », *Pollution atmosphérique*, Janvier-Septembre, pp.277-283.
- [46] : W.Schroeder, M.Dobson, D.M.Kane and N.D. Johnson «Toxic Trace Elements Associated with Airborne Particulate Matter », *A Review. J.Air Poll.Control Ass.(JAPCA)*, 37, p.1267; 1987.
- [47] : K. O. Ikawa, « Trace analysis atmospheric », Edition John Wiley and Sons, London, 1997.
- [48] : Techniques de l'ingénieur, « Traité d'analyse chimique, caractérisation, spectrométrie d'émission des rayons X, Fluorescence X ».
- [49] : Documentation de la firme Andersen, Postal address: Postfach 16 60 • D-91051 Erlangen/Germany, Phone [++49] 91 31/90 92 62 • Fax [++49] 91 31/90 91 56, eMail: [esm.andersen@esm-online.de](mailto:esm.andersen@esm-online.de), Internet: <http://www.esm-online.de/Andersen/>
- [50] : Norme ISO 9855, « Air ambiant, dosage du plomb dans les particules d'aérosols collectées sur des filtres », France 1993.
- [51] : Modélisation des concentrations de PM-10 en suisse, cahier l'environnement N°310, OFEFP 1999, Berne.

- [52] : A. Boukadoum, « Etude des particules en suspension dans le grand Alger », P.F.E, ENP 1997.
- [53] : US-EPA, « National ambient air quality standars (NAAQS) for particulate matter », Federal register vol. 62, N°138, 1997.
- [54] : Journal officiel des communautés européennes, L 163/41, Directive 1999/ 30/CE du 27 avril 1999, Bruxelles.
- [55] : L. Cheng, H. S. Sandhu, , R. P. Angle, R. H. Myrick, «Characteristics of inhalable particulate matter in Alberta cities », *Atm.Env.*, vol. 32, N°22, pp. 3835-3844,1998.
- [56] : N. Janssen, D. Van mansom, K. Vanderjagat, H. Harsema, G. Hoek, , «Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locatins » *Atm. Env.*, vol. 31, N°08, pp.1185-1193, 1997.
- [57] : J. Hovorka et M. Donkelaar, « Elemental composition and stable lead isotope rations of wintertime PM-10 aerosols in Prague-centre cross-roads », 8th international symposium transport and pollution, 31 Mai-02 Juin 1999, Graz, Autriche.
- [58] : Vega, E., Y. García, D. Apam, E. Ruiz and M. Barbiaux «Application of a chemical mass balance receptor model to respirable particulate matter in Mexico City », *J. A. W. M. A.*, vol. 47, pp. 524-529, 1997.
- [59] : La contaminatio atmosférica a Barcelona, « Rapport annuel de ajuntamento de Barcelona », Direction des services de surveillance de l'air ambiant, Avril 1997.
- [60] : Rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (France), Bilan chiffré de la qualité de l'air dans les grandes agglomérations, 1991-1999, Paris, 2000.
- [61] : « OMS : Update and revision of air quality guidellines for Europe », "Classical" air pollutants EUR/ICP/EHAZ 94 OS/ PB01. Regional office for Europe, World Healt Organisation, Copenhegen,1995.
- [62] : F. Grimaldi., M. Bescou et A. Viala, « Action du comité Marseille-provence de l'APPA en matière d'étude des polluants métalliques de l'atmosphère », *Pollution Atmosphérique*,139,98-103,1993.
- [63] : P. Thomas., C. Voisin et C. Merdy, « Huit années de mesure des métaux lourds dans l'atmosphère de l'agglomération lilloise », *Pollution Atmosphérique*, 139, 89-92 (1998).
- [64] : ADEME, « Observations et réseaux de mesure », Communication personnelle, Paris 2001.
- [65] : B. Mason, « principes of géochemistry », J. Wiley, 3ème Ed, New York, 1966.
- [66] : R. Kerbachi, M. Boughedaoui, Y. kerchich et R. Joumard, « Etude des particules fines dans l'agglomération d'Alger », 9<sup>ème</sup> Colloque Intenational Transport et Pollution, 5-7 Juin 2000, Avignon (France).
- [67] : A. Person, F. Petit-Coviaux, Y. LeMoullec et B. Festy, «Contribution des principales sources en métaux et métalloïdes à la pollution particulaire dans l'agglomération parisienne », *Poll. Atm.*, N°139, pp. 75-88, 1993.

- [68] : M. H. El-Tayeb, C. F. Xhoffer, P. J. Van Espen, R. E. Van Grieken and W. Maenhaut, «Source and composition of aerosols from Khartoum, Sudan», *Atm. Env.*, vol.976, N°01, pp.67-76, 1993.
- [69] : Naphtal, Alger, Communication privé, Adresse : 23, Route de l' ALN Carroubier, Alger.
- [70] : J. C. Guibert, « Carburant et Moteurs », Volumes 1 et 2, Publication de l'IFP, Ed Technip, Paris, 1987.
- [71] : R.D. Snee., S. P, Bailey, W. H. Feller et C G. P Feiller, « Variation on the relation ship between blood lead and air lead », *Atm. Env.*, Juin, 1985, pp.1017-1020.
- [72] : A. Columbo, « The under defined nature of the blood lead air lead relation ship biolocal and statistical grounds », *Atm. Env.*, Vol 19, N°09, Septembre, pp 1485-1493 ; 1985.
- [73] : A. B. Turner, workbook of atmosphéric dispersion estimates, N° AP26, US-EPA, Research Triangle Park, North Carolina, 1970.
- [74] : Ministère du transport-DTP, « Rapport sur la gestion du réseau routier stratégique de la Wilaya d'Alger », Alger, 1998.
- [75] : M. Boughdaoui, Thèse d'état en cours, ENP, Alger.
- [76] : Atlas Dar-El Beida, Adresse: L'Office National de la Météorologie, Avenue Khemisti B.P 153 Dar El Beida Alger.