

**REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE**  
**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE**  
**SCIENTIFIQUE**  
**ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE**



**Ecole Doctorale : Sciences de l'Eau et Développement Durable**  
**Option : Sciences et Techniques de l'Environnement**  
**Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement (LSTE)**

**MEMOIRE DE MAGISTER**

**Présenté par :**  
**TALBI Abdelhamid**  
**Ingénieur d'État en Génie de l'Environnement**

**Thème**

**Evaluation de la pollution atmosphérique par les  
particules fines en site rural à Tipaza**

**Soutenu devant le Jury :**

Mr. KETTAB Ahmed	Président	Professeur à l'ENP
Mr. KERBACHI Rabah	Directeur	Professeur à l'ENP
Mr. BOUGHEDAOUI Ménouér	Examineur	Professeur à Université de Blida
Mr. CHERGUI Abdelmalek	Examineur	Maitre de conférences à l'ENP
Mlle. ARRAR Djazia	Examinatrice	Maitre de conférences à l'ENP

**Juillet 2013**

10 Avenue Hacene Badi BP 182 El Harrach, 16200 ALGER Tel: 021 52 14 94 Fax: 021 52 29  
73 [www.enp.edu.dz](http://www.enp.edu.dz)

## **SOMMAIRE**

Sommaire

Résumé

Liste des tableaux

Liste des figures

**INTRODUCTION**.....1

**I GENERALITES SUR LES PARTICULES** .....4

I. 1 Définition des particules.....4

I.2 Mécanismes de formation des particules.....4

I.3 principales origines.....7

I.4 Critères de classification des particules.....10

I. 4. 1 Aspect granulométrique.....10

I. 4. 2 Composition des particules.....11

I. 4. 3 Durée de vie des particules .....12

I.4.4 Particules diesel .....12

I.5 Impact de la pollution particulaire sur la santé .....13

I. 5. 1 Relation entre les concentrations de particules dans l'air ambiant et la santé.....16

**II PROBLEMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR LES PARTICULES**

**FINES EN ALGERIE**.....18

II. 1 Généralités .....18

II. 2 Pollution urbaine.....19

II. 2. 1 Cas de l'agglomération d'Alger.....20

II. 2.2 Emissions globales du trafic routier .....21

II. 2.2.1 Emissions des particules.....22

II. 2. 2. 2 Emissions du plomb.....23

II. 2.3 Consommation des carburants.....23

II. 3 Pollution industrielle.....24

II. 4 Combustion des déchets.....25

II. 5 Etudes épidémiologiques.....25

II. 6 Mesures proposées.....26

II. 6. 1 Projet de la loi relative à la qualité de l'air et à la protection de l'atmosphère.....27

<b>III METHODES DE MESURES ET D'ANALYSES DES PARTICULES FINES</b> .....	29
III.1 Echantillonnage des particules en fonction de leur taille.....	29
III.1.1 prélèvements sans coupure granulométrique précise .....	29
III. 1. 2 prélèvements avec coupure granulométrique .....	29
III. 1. 3 prélèvements avec fractionnement granulométrique .....	32
III. 2 caractérisation de la concentration massique.....	33
III. 2. 1 Méthode de référence ou méthode gravimétrique .....	33
III. 2. 2 Méthodes automatiques .....	34
III. 3 Les filtres et membranes de rétention.....	35
III. 4 Analyse physique des particules.....	37
III. 5 Analyse chimique.....	38
III. 5. 1 Analyse de la matière organique .....	38
III. 5. 2 Analyse des éléments inorganiques et des métaux.....	39
III. 5. 3 Analyse des ions .....	40
<b>IV METHODOLOGIE EXPERIMENTALE</b> .....	41
IV. 1 Choix du site de prélèvement .....	41
IV. 2 Mode de prélèvement .....	44
IV. 3 principe de fonctionnement.....	45
IV. 4 Minéralisation des filtres.....	47
<b>V RESULTATS ET INTERPRETATIONS</b> .....	48
V. 1 Introduction.....	48
V. 2 Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en $PM_i$ .....	49
V. 2. 1 Niveau de pollution.....	49
V. 2. 2 Influence des facteurs météorologiques sur les $PM_{10}$ .....	52
V. 2. 3 Distribution massique des $PM_i$ .....	55
V. 2. 4 Loi de distribution des classes $PM_i$ .....	56
V. 2. 5 Distribution granulométrique des particules fines .....	59
V. 2. 6 Corrélation entre les teneurs massiques des différentes classes des particules.....	64
V.2.7 Ampleur de la pollution et comparaison avec les normes algériennes et internationales.....	67
V.2.8 La pollution particulaire à Larhat comparée à quelques sites algérois et étrangers.....	71

V. 3 Etude des métaux lourds associés aux particules fines.....	73
V. 3. 1 Comparaison du niveau de pollution par les métaux lourds avec quelques sites d'Alger et villes étrangères .....	83
V. 3. 2 Corrélation entre les métaux lourds.....	85
<b>CONCLUSION</b> .....	89

## **BIBIOGRAPHIE**

## **ANNEXE**

## Résumé

### ملخص :

تنص هذه الأطروحة على دراسة تلوث الهواء عن طريق الجزيئات الصغيرة ( $PM_{10}$  و  $PM_{2,5}$  و  $PM_1$ ) في منطقة ريفية غرب تيبازة (لرهات) يتم جمع العينات باستعمال جهاز أخذ العينات من نوع HVS-PM-10 المزود بالتجزئة حسب الأقطار. بلغت معدلات التلوث في هذا المكان لكل من  $PM_{10}$  و  $PM_{2,5}$  و  $PM_1$  القيم الأتية 2,7 ، 12.1 و 38.7 ميكروغ/م<sup>3</sup> على التوالي . حوالي 32% من جزيئات  $PM_{10}$  هي جزيئات بإمكانها الوصول إلى الجيوب الرئوية. أظهرت الدراسة أن الدقائق المدروسة تتبع توزيعا بيموديا . قيم أقطار الجزيئات تتمركز عند 1.5 و 7 ميكرومتر لكل من الجزيئات الصغيرة و الكبيرة نسبيا . من بين المعادن الثقيلة المتواجدة في  $PM_{10}$  النحاس و الحديد هما الأكثر تواجدا ، حيث سجلنا نسبة 7.48 و 6.9 نانوغ/م<sup>3</sup> ، ما يمثل نسبة 0.4 % الرصاص الناتج عن حركة المرور بلغ نسبة 0.05 % من الجزيئات الصغيرة جدا ( $PM_1$ ) ما يسمح لهذا المعدن الخطير بالتواجد في أعماق الرئتين.

**الكلمات المفاتيحية:** نوعية الهواء  $PM_{10}$ ،  $PM_{2,5}$ ،  $PM_1$ ، التوزيع البعدي، جزيئات صغيرة، معادن ثقيلة، حركة المرور، موقع ريفي، تيبازة.

### Résumé :

L'étude présente les niveaux de pollution de l'air par les particules fines ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_1$ ) en un site rural dans l'Ouest de Tipaza (Larhat). 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 38,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les teneurs en  $PM_{2,5}$  et  $PM_1$  s'élèvent respectivement à 12,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 2,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Environ 32 % des  $PM_{10}$  sont constitués de particules respirables, les  $PM_{2,5}$ . L'étude montre par ailleurs que les particules étudiées suivent une distribution bimodale. La distribution massique des particules se concentre autour de 1,5  $\mu\text{m}$  et 7  $\mu\text{m}$  pour les fines et les grosses particules respectivement. Parmi les métaux lourds associés aux  $PM_{10}$ , c'est le cuivre et le fer qui accuse les valeurs les plus élevées. On y mesure une teneur moyenne d'environ 7,48  $\text{ng}/\text{m}^3$  et 6,9  $\text{ng}/\text{m}^3$  correspondants à une fraction massique de l'ordre de 0,4%. Le plomb issu du trafic routier constitue 0,37% de la masse des substances véhiculées par les  $PM_{10}$ . Toutefois, cette fraction s'élève à plus 0,05 % de la masse des particules très fines ( $PM_1$ ) ce qui permet à cet élément de se retrouver dans les alvéoles pulmonaires.

**Mots-clefs :** Qualité de l'air,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_1$ , distribution granulométrique, particules fines, métaux lourds, trafic routier, site rural.

### Abstract:

This study presents the level of air pollution on the fine particles ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_1$ ) in urban site in the east of TIPAZA (Larhat). The sampling away of the particles is carried out with a high volume simply, HVS-PM-10. In this site the average daily content of  $PM_{10}$  rises to 38,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . The contents of  $PM_{2,5}$  and  $PM_1$  amount respectively to 12,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  and 2,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Approximately 32 % of the  $PM_{10}$  consist of breathable particles, the  $PM_{2,5}$ . In addition, this work shows that the studied particles follow a bimodal distribution. The size distribution of the aerosols concentrates around 1,5  $\mu\text{m}$  and 7  $\mu\text{m}$  for fines and large particles respectively. Among the heavy metals associated the  $PM_{10}$ , there are the copper and iron which shows the highest values. The average daily content of copper and iron respectively are about 7,48  $\text{ng}/\text{m}^3$  et 6,9  $\text{ng}/\text{m}^3$  which corresponds to a mass fraction of about 0,4%. The lead resulting from the road traffic constitutes 0,37 % of the mass of the substances conveyed by the  $PM_{10}$ . However, this fraction rises to more 0,05 % of the mass of the very fine particles ( $PM_1$ ) what allows this element to be found in the pulmonary cells.

**Keys- words:** Air quality,  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_1$ , size distribution, fine particles, heavy metals, road traffic, rural site.

## Liste des tableaux

<b>Tableau N° 1 :</b> Flux global d'émissions mondiales de matière particulaire (en méga tonne) dans la troposphère. ....	09
<b>Tableau N°2:</b> Effets sanitaires à court terme des augmentations de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de $\text{PM}_{10}$ .....	16
<b>Tableau N° 3:</b> Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en $\text{PM}_i$ .....	49
<b>Tableau N° 4:</b> Données statistiques relatives aux niveaux de pollution par les $\text{PM}_i$ .....	58
<b>Tableau N° 5:</b> Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique.....	60
<b>Tableau N° 6:</b> Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules.....	63
<b>Tableau N° 7 :</b> Normes et valeurs guides régissant les $\text{PM}_{10}$ et les $\text{PM}_{2,5}$ .....	69
<b>Tableau N° 8 :</b> Comparaison des teneurs en $\text{PM}_i$ mesurées dans divers sites d'Alger.....	72
<b>Tableau N° 9:</b> Comparaison des teneurs en $\text{PM}_i$ mesurées dans certains sites ruraux étrangers.....	73
<b>Tableau N° 10:</b> Teneurs atmosphériques moyennes et fractions massiques correspondantes en métaux lourds mesurées à Larhat.....	79
<b>Tableau N° 11 :</b> Comparaison des teneurs en éléments traces métalliques contenus dans les classes conventionnelles ( $\text{PM}_{10}$ , $\text{PM}_{2,5}$ et $\text{PM}_1$ ) relevées à Larhat avec celles mesurées à Alger et dans d'autres villes rurales du monde.....	84
<b>Tableau N° 12 :</b> Facteurs de corrélation entre les teneurs des métaux lourds dans les $\text{PM}_{10}$ .....	86
<b>Tableau N° 13:</b> Facteurs de corrélation entre les teneurs des métaux lourds dans les $\text{PM}_3$ .....	87
<b>Tableau N° 14 :</b> Facteurs de corrélation entre les teneurs des métaux lourds dans les $\text{PM}_1$ .....	87

## Liste des figures

<b>Figure N° 1 :</b> Microscopie électronique à balayage de particules collectées sur filtre dans l'atmosphère parisienne. (A) particules sphériques individuelles de quelques 10 nm de diamètre (B) chaînes et amas de particules de quelques 100 nm (C et D) coalescence de particules de suie de quelques $\mu\text{m}$ .....	05
<b>Figure N° 2 :</b> Les différents modes de formation des aérosols .....	06
<b>Figure N° 3:</b> Les différents émetteurs et diamètres des particules générées Ndc = Noyaux de Condensation, NCdN = Noyaux de condensation des nuages.....	07
<b>Figure N° 4:</b> Représentation schématique simplifiée des poussières fines à partir de leurs composantes primaires et secondaires, ainsi que leurs sources. La suie constitue une partie des poussières fines primaires.....	08
<b>Figure N° 5:</b> Granulométrie des particules suivant les origines.....	10
<b>Figure N° 6:</b> Composition relative de l'aérosol atmosphérique dans des masses d'air (A) marine, (B) rurale et (C) urbaine.....	11
<b>Figure N° 7:</b> Structure élémentaire d'une particule diesel.....	13
<b>Figure N° 8:</b> Zones du corps humain affectées en fonction de la nature du polluant.....	14
<b>Figure N° 9:</b> Pénétration des particules dans l'appareil respiratoire humain en fonction de leur diamètre.....	14
<b>Figure N° 10:</b> Représentation schématique de la relation entre la gravité des événements sanitaires associés à l'exposition à la pollution atmosphérique et la proportion de la population affectée.....	15
<b>Figure N° 11:</b> Part du PIB des dommages liés à la dégradation de l'environnement dans différents pays méditerranéens.....	19
<b>Figure N° 12:</b> Evolution des émissions globales de polluants (CO, NO <sub>x</sub> , PM, COV).....	21
<b>Figure N° 13:</b> Evolution des émissions de particules de véhicules diesel en Algérie. ....	22
<b>Figure N° 14:</b> Conception de la tête d'impaction française.....	30
<b>Figure N° 15 :</b> Tête américaine de type PM-10.....	31
<b>Figure N° 16 :</b> Tête américaine de type PM-2,5.....	32
<b>Figure N° 17 :</b> Principe de mesure de la jauge beta.....	34
<b>Figure N° 18 :</b> Photographies en MEB de deux types de filtres. a) filtre en nitrocellulose b) filtre en polycarbonate.....	36
<b>Figure N° 19 :</b> Localisation de site de prélèvement sur carte Google.....	42

<b>Figure N° 20 :</b> Poste de prélèvement à Larhat, Tipaza.....	43
<b>Figure N° 21 :</b> Vue du côté nord de site de prélèvement.....	43
<b>Figure N° 22 :</b> Principe de collecte des $PM_i$ par le HVS.....	44
<b>Figure N° 23 :</b> Principe de fonctionnement d'un impacteur en cascade.....	46
<b>Figure N° 24 :</b> Photo de l'appareil d'échantillonnage.....	47
<b>Figure N° 25 :</b> Photo d'un filtre de fractionnement granulométrique après prélèvement .....	48
<b>Figure N° 26 :</b> photo du grand filtre après prélèvement.....	49
<b>Figure N° 27 a:</b> Evolution journalière des teneurs atmosphériques en particules inhalables $PM_{10}$ .....	50
<b>Figure N° 28 b:</b> Evolution journalière des teneurs atmosphériques en particules inhalables $PM_{10}$ .....	51
<b>Figure N° 29:</b> Influence de la météorologie sur la pollution de l'air par les particules fines $PM_{10}$ en site rural à Larhat, Tipaza.....	54
<b>Figure N° 30 a:</b> Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.....	55
<b>Figure N° 31 b:</b> Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.....	56
<b>Figure N° 32:</b> Distribution des fréquences journalières en fonction des teneurs des particules .....	57
<b>Figure N° 33:</b> Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des particules en fonction du diamètre.....	61
<b>Figure N° 34:</b> Teneurs moyennes des trois classes granulométriques $PM_1$ , $PM_{2,5}$ et $PM_{10}$ .....	62
<b>Figure N° 35:</b> Distribution massique des particules en fonction de leur diamètre .....	64
<b>Figure N° 36 a:</b> Corrélation entre les teneurs des différentes $PM_i$ .....	65
<b>Figure N° 37 b:</b> Corrélation entre les teneurs des différentes $PM_i$ .....	66
<b>Figure N° 38 :</b> Evolution temporelle des teneurs en $PM_{10}$ et comparaison avec les normes.....	70
<b>Figure N° 39 :</b> Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en <b>Fer</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	74
<b>Figure N° 40:</b> Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en <b>Cuivre</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	74
<b>Figure N° 41 :</b> Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en <b>Zinc</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	75
<b>Figure N° 42 :</b> Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en <b>Plomb</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	75



<b>Figure N° 43:</b> Evolution temporelle des teneurs en <b>Cobalt</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	76
<b>Figure N° 44:</b> Evolution temporelle des teneurs en <b>Manganèse</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	76
<b>Figure N° 45:</b> Evolution temporelle des teneurs en <b>Nickel</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	77
<b>Figure N° 46:</b> Evolution temporelle des teneurs en <b>Chrome</b> associé aux différentes classes granulométriques de particules.....	77
<b>Figure N° 47:</b> Teneurs moyennes du Fer dans les PMi.....	80
<b>Figure N° 48 :</b> Teneurs moyennes du Cuivre dans les PMi.....	80
<b>Figure N° 49 :</b> Teneurs moyennes du Zinc dans les PMi.....	80
<b>Figure N° 50:</b> Teneurs moyennes du Plomb dans les PMi.....	81
<b>Figure N° 51:</b> Teneurs moyennes du Cobalt dans les PMi.....	81
<b>Figure N° 52:</b> Teneurs moyennes du Manganèse dans les PMi.....	81
<b>Figure N° 53:</b> Teneurs moyennes du Nickel dans les PMi.....	82
<b>Figure N° 54:</b> Teneurs moyennes du Chrome dans les PMi.....	82
<b>Figure N° 55:</b> Fractions massiques moyennes par classe granulométrique des différents métaux lourds.....	83
<b>Figure N° 56:</b> Corrélation les teneurs des métaux lourds dans les PM <sub>1</sub> .....	87
<b>Figure N° 57:</b> Corrélation les teneurs des métaux lourds dans les PM.....	88
<b>Figure N° 58:</b> Corrélation les teneurs des métaux lourds dans les PM <sub>1</sub> .....	88

# **INTRODUCTION**

## INTRODUCTION

La pollution chimique atmosphérique est un sujet de préoccupation majeur au XXI<sup>ème</sup> siècle. Elle correspond à la modification de la concentration moyenne naturelle d'une espèce chimique gazeuse ou particulaire dans l'atmosphère pouvant engendrer un dérèglement des écosystèmes, du climat et/ou un danger pour la santé. En 2002, l'agence Européenne de l'Environnement évalué à 40 millions le nombre de personnes, vivant dans 115 grandes villes en monde , exposées à des concentrations de polluants dépassant les seuils de recommandation de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) [1].

La pollution atmosphérique peut être d'origine biogène ou anthropique. Les principales sources naturelles sont : l'érosion éolienne à la surface de la Terre des océans, les feux, les émissions de gaz biogéniques des écosystèmes et les éruptions volcaniques (El Chichon en 1982 et Pinatubo en 1992). Les émissions anthropiques sont d'origines plus diverses. Elles sont essentiellement engendrées par les combustions des ressources naturelles fossiles (charbon, gaz, pétrole) ou de la biomasse et à l'évaporation de solvant et autres produits volatils [2].

L'historique de la pollution atmosphérique peut se résumer en deux grandes étapes. Une première phase préindustrielle et une seconde période débutant à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle associée à l'émergence de l'utilisation massive de combustibles fossiles tels que le charbon dans un premier temps puis le pétrole et autre produits fossiles [3].

Durant la période préindustrielle, la pollution atmosphérique était principalement d'origine naturelle. Par exemple, le récit de Pline le Jeune évoquant la mort de Pline l'Ancien en 79, asphyxié par les vapeurs du Vésuve dans la catastrophe qui détruisit Pompéi est un témoignage d'une pollution d'origine naturelle.

La seconde période a vu une dégradation de la qualité de l'air due aux activités anthropiques. Deux types de pollutions majeures dangereuses pour la santé de l'homme sont alors rencontrés durant cette période [3].

Tout d'abord une pollution acido-particulaire aussi appelée smog sulfureux. Elle est à l'origine d'événement observés : en vallée de la Meuse en Belgique durant le mois de décembre 1930 et à Londres durant les hivers 1952, 1956, 1957, 1962. Le cas du *smog* de Londres en décembre 1952 fut particulièrement dramatique puisque 12 000 décès prématurés ont été attribués à cet événement [3].

Cependant, de nos jours, la pollution particulaire aussi appelée *Particle Matter* en anglais (PM) reste élevée dans les pays industrialisés et attire l'attention de nombreux groupes de recherches du fait de la complexité de ses mécanismes de formation. Le *Brown-cloud* et le *Black-cloud* sont des exemples actuels de pollutions particulières rencontrées respectivement en Chine et dans la région du Caire en Egypte. Ils résultent d'un mélange de particules minérales désertiques et de particules carbonées appelées aussi carbone suie ou *Black Carbon* (BC) lié aux processus de combustion (transport, industrie, chauffage, feux de biomasse). En effet, la position géographique de ces pays favorise ce type de mélange [4].

Les particules fines en suspension dans l'atmosphère sont composées de sulfates, de nitrates, de sels d'ammonium, de composés organiques, de suie, de métaux ou de poussière du sol, ou de toute combinaison de ces substances. Elles se manifestent sous forme de fumée, de vapeurs, de poussières, de cendres volantes (résultant de la combustion de poudre de charbon) ou de pollen [2].

Elles réduisent la visibilité et salissent et endommagent les biens. Les composants acides qu'elles renferment détériorent le calcaire et le marbre des bâtiments et autres structures. Si les particules causent des dommages matériels, ce sont les effets néfastes sur la santé qui inquiètent le plus [5].

Les particules de 10 micromètres ou moins de diamètre  $PM_{10}$  pénètrent facilement dans les poumons. On appelle ces dernières « particules inhalables ». Les particules de moins de 2,5 micromètres de diamètre peuvent pénétrer au plus profond de l'appareil respiratoire. Les particules de moins de 2,5 micromètres  $PM_{2,5}$  sont appelées « particules respirables » [5].

En Algérie, pays en voie d'industrialisation et de développement, la pollution atmosphérique est un sujet qui suscite de plus en plus d'attention. La croissance continue du parc automobile induite par une situation socio-économique florissante, oriente les regards vers la question des particules fines, et la qualité de l'air que nous respirons. Certaines études menées sur l'aire de la capitale, région fortement urbanisée, indiquent une exposition de la population à d'importantes concentrations de particules fines [6,7, 8]. La combustion à l'air des déchets urbains constitue également une source non négligeable de pollution atmosphérique [9].

Ce sont les populations urbaines, celles résidant au voisinage des sources d'émissions industrielles ou de combustion qui sont le plus exposées à ces différents rejets atmosphériques.

Aussi et en continuité des études réalisées par le laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement de l'ENP, nous nous proposons d'étudier dans ce travail l'ampleur de la pollution de l'air par les particules fines en un milieu rural à l'ouest d'Alger, plus exactement à Larhat, wilaya de Tipaza. Une étude comparative avec d'autres sites et une analyse de certains métaux lourds associés aux particules seront également effectuées. Ce site, qui est caractérisé par une faible densité de population n'est pas exposé aux émissions du trafic routier.

# **Chapitre I**

## **GENERALITES SUR LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES**

### I GENERALITES SUR LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES

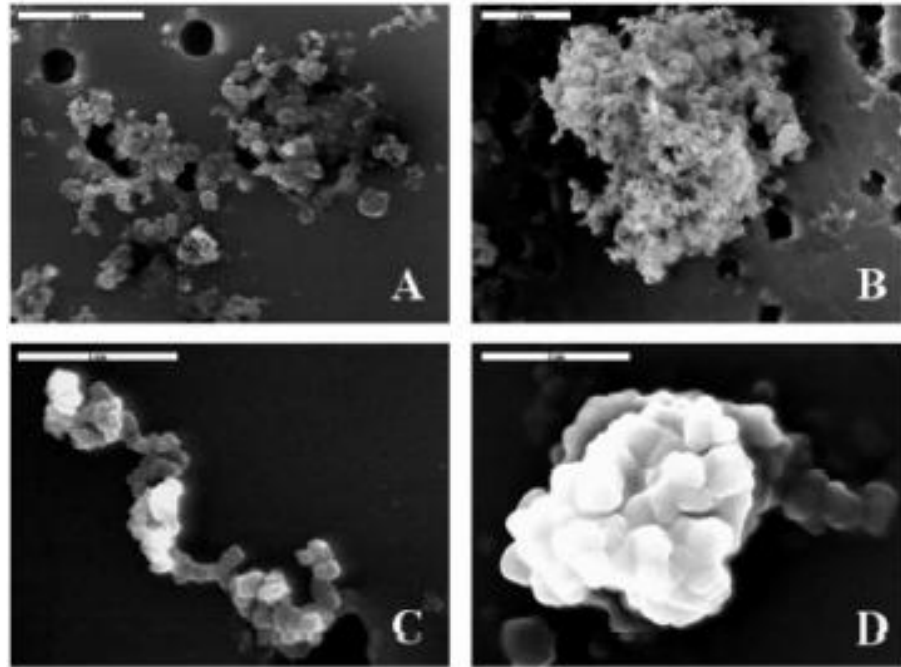
#### I. 1 Définition des particules

L'atmosphère qui nous entoure n'est pas constituée seulement de composés gazeux et l'on désigne habituellement sous le terme de « particules » l'ensemble des fines particules solides et liquides qui s'y trouvent en suspension. Le terme d'aérosols est très proche de celui de particules et il est également fréquemment utilisé dans le domaine des sciences de l'atmosphère pour désigner des particules en suspension dans un gaz, à l'exception des gouttelettes formées par des cristaux nuageux, de la neige, des brouillards et des pluies, que l'on désigne par le vocable d'hydrométéores [10].

#### I. 2 Mécanismes de formation des particules

La pollution particulaire se réfère à toutes les particules solides ou liquides en suspension dans l'air que nous respirons. Les particules peuvent être discrétisées selon leur taille en trois classes principales :

- Les **PM<sub>10</sub>** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10  $\mu\text{m}$ ) ou grosses particules. Ces particules correspondent à la fraction qui va pénétrer dans l'appareil respiratoire jusque dans les voies aériennes supérieures [11].
- Les **PM<sub>2,5</sub>** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5  $\mu\text{m}$ ) ou particules fines. Cette fraction parcourt l'appareil respiratoire jusqu'aux alvéoles pulmonaires [11,12].
- Les **PM<sub>0,1</sub>** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 0,1  $\mu\text{m}$ ) ou particules ultrafines (origine anthropique non contrôlée). Leur taille inférieure aux structures cellulaires leur confère des propriétés de pénétration au niveau intracellulaire spécifique [13,14]. Ces particules sont également dénommées nanoparticules bien que cette dernière dénomination soit plutôt réservée aux particules manufacturées à l'échelle nanométrique (moins de 100 nm) [15].



**Figure N° 1 :** Microscopie électronique à balayage de particules collectées sur filtre dans l'atmosphère parisienne. (A) particules sphériques individuelles de quelques 10 nm de diamètre (B) chaînes et amas de particules de quelques 100 nm (C et D) coalescence de particules de suie de quelques  $\mu\text{m}$  [16].

La taille des particules détermine également leur temps de suspension dans l'atmosphère. En effet, si les  $\text{PM}_{10}$  finissent par disparaître de l'air ambiant dans les quelques heures qui suivent leur émission de par l'effet de la sédimentation et des précipitations, les  $\text{PM}_{2,5}$  peuvent rester en suspension pendant des jours, voire pendant plusieurs semaines. Par conséquent, ces dernières particules peuvent être transportées sur de longues distances [17].

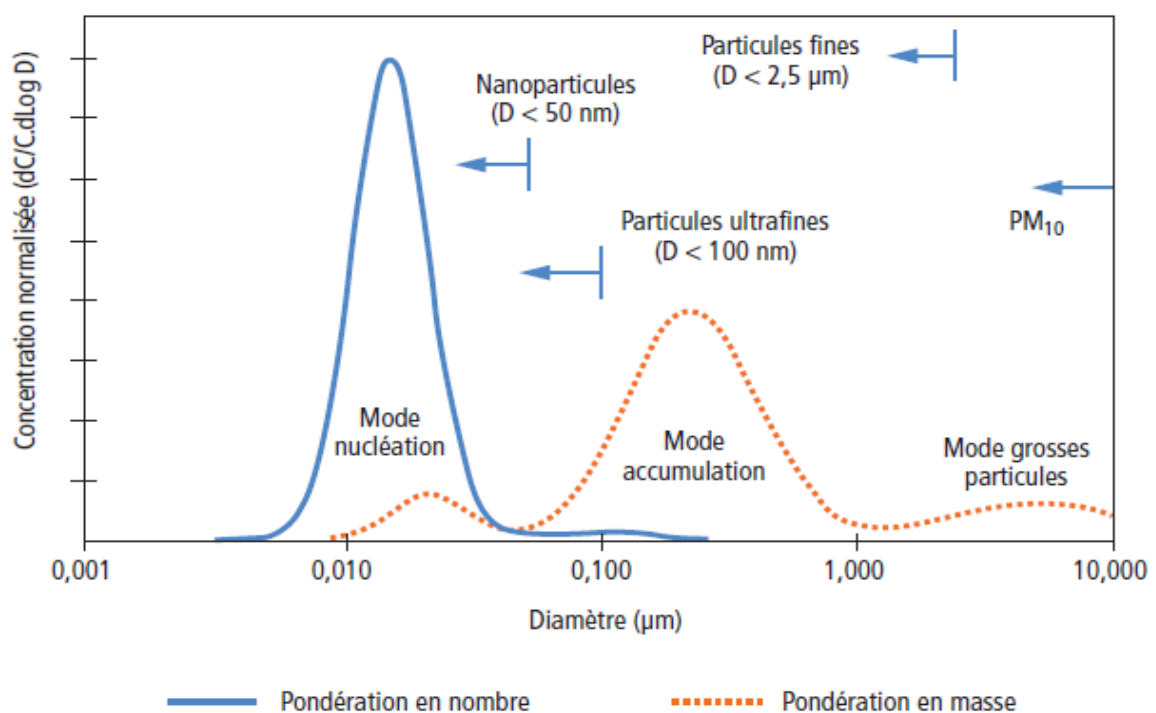
Les aérosols ne sont pas inertes et peuvent interagir avec leur environnement immédiat. La durée de vie des aérosols de tailles moyennes (0,1 à 10  $\mu\text{m}$ ) dans l'atmosphère permettent à des réactions chimiques (en phase homogène ou hétérogène) de se produire.

Les aérosols hygroscopiques possèdent une dynamique qui leur est propre.

- ✓ **Croissance par condensation:** lors de la nucléation, les agrégats formés augmentent (lorsque la pression de vapeur est sursaturante) permettant des collisions et conduisant à des agrégats stables de plus grandes tailles qui grossissent par condensation.



- ✓ **Croissance par coagulation** : la coagulation est un processus d'adhésion ou de fusion d'une particule d'aérosol avec une autre. La dimension des particules augmente et ainsi que leur nombre décroît.
- ✓ **Cycle évaporation condensation** : les aérosols (gouttelettes) peuvent passer par plusieurs phases d'évaporation - condensation durant lesquelles la composition chimique évolue [15,18].

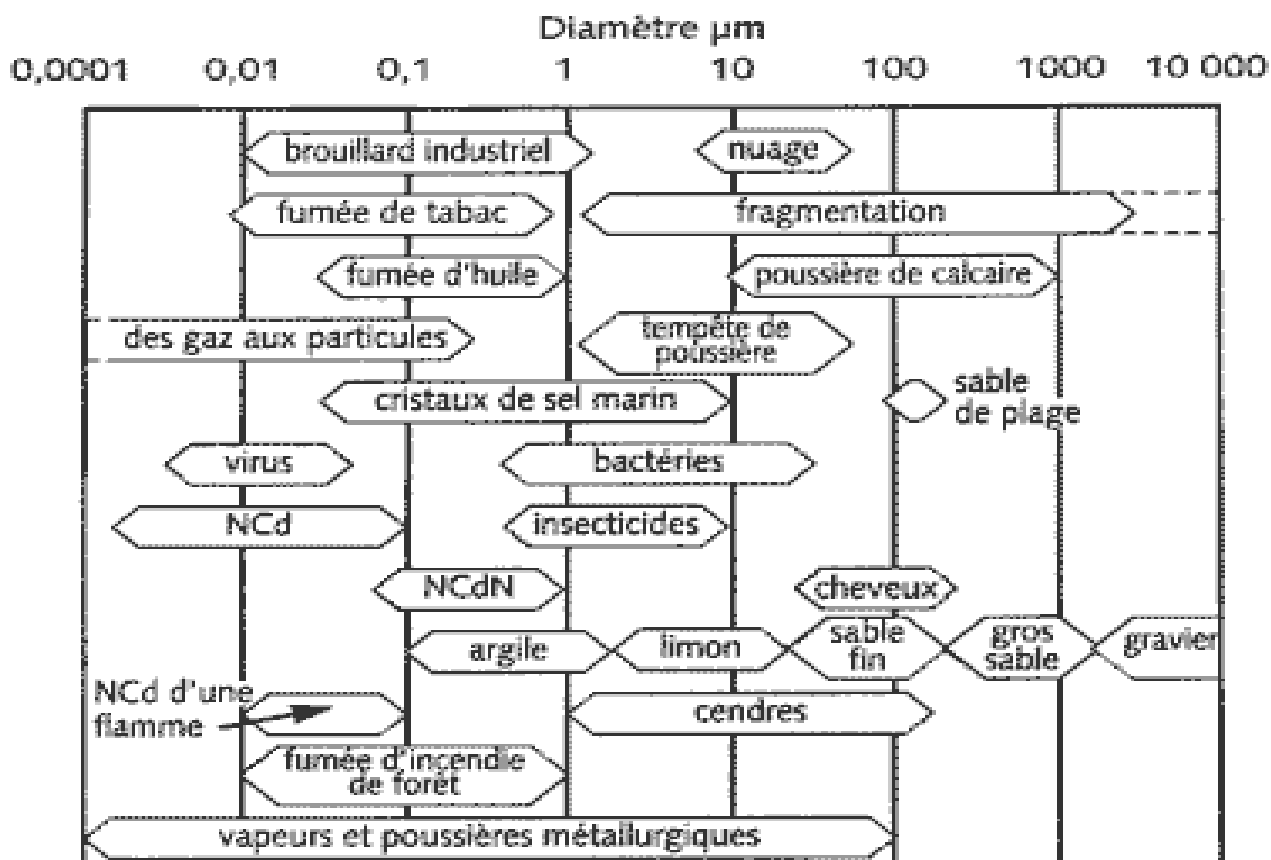


**Figure N° 2** : Différents modes de formation des aérosols [19].

Sur une plus longue distance, le devenir des aérosols dans l'atmosphère est gouverné par des phénomènes de convection ou des transports. De plus les aérosols sont retirés de l'atmosphère par dépôt sur le sol. Enfin ces dépôts peuvent être remis en suspension [19,18].

### I.3 Leurs principales origines

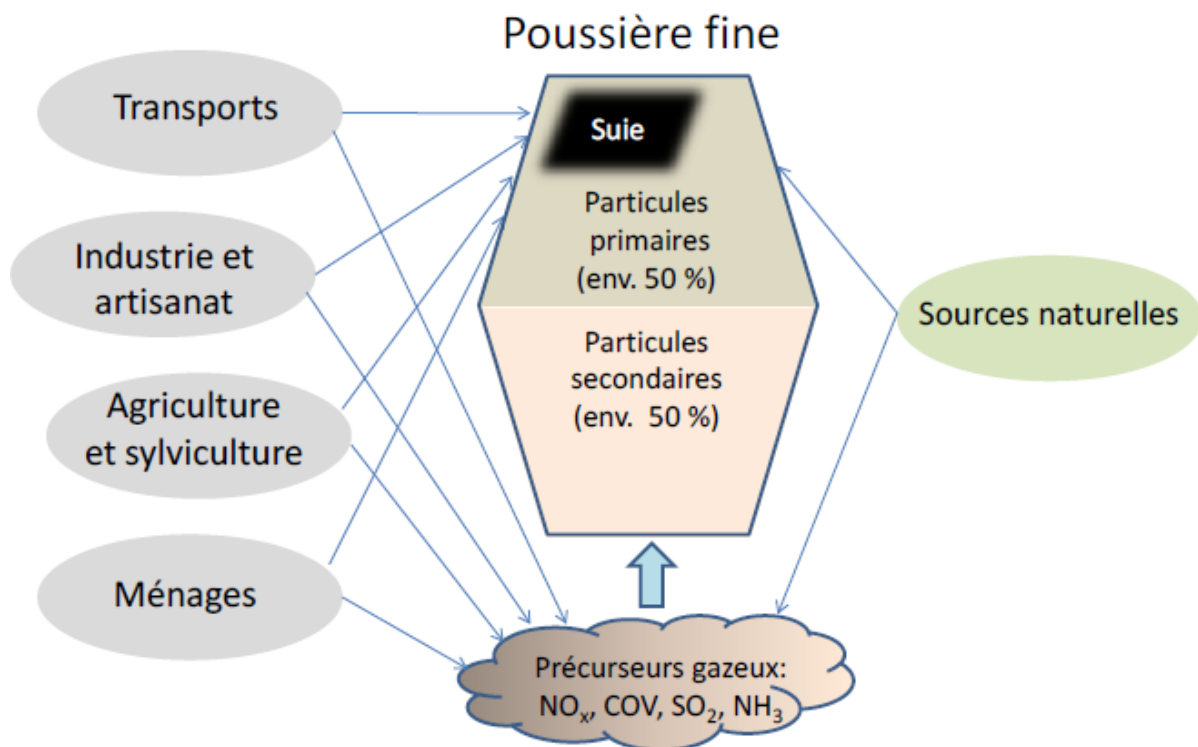
Les particules sont principalement composées des substances suivantes : sulfate, nitrates, ammonium, chlorure de sodium, carbone, matières minérales et eau. Elles peuvent être primaires ou secondaires en fonction de leur mécanisme de formation [20].



**Figure N° 3:** Différents émetteurs et diamètres des particules générées

Ndc = Noyaux de Condensation, NCdN = Noyaux de condensation des nuages [21].

L'émission directe *des particules primaires* dans l'atmosphère est le résultat de procédés anthropiques ou naturels. Les principales sources anthropiques sont la combustion de gazole (diesel) et d'essence des véhicules automobiles ; l'utilisation de combustibles domestiques solides (charbon, lignite et biomasse) ; les activités industrielles (construction, secteur minier, cimenteries, fabrication de céramique et de briques, fonderie) ; l'érosion des chaussées sous l'effet de la circulation routière et l'abrasion des pneus et des freins ; et les travaux d'excavation et les activités minières [20].



**Figure N° 4:** Représentation schématique simplifiée des poussières fines à partir de leurs composantes primaires et secondaires, ainsi que leurs sources. La suie constitue une partie des poussières fines primaires [22].

*Les particules secondaires* sont formées dans l’atmosphère, généralement sous l’effet de la réaction chimique des polluants gazeux. Elles sont le résultat de la transformation atmosphérique des oxydes d’azote principalement émis par la circulation automobile et certains procédés industriels, et de l’anhydride sulfureux provenant de combustibles contenant du soufre. Les particules secondaires sont surtout présentes dans les matières fines [20].

**Tableau N° 1** : Flux global d'émissions mondiales de matière particulaire (en méga tonne) dans la troposphère [23].

<b>Particules :</b> <b>(pourcentage des émissions totales)</b>		<b>de toutes tailles</b>	<b>plus petites que 5 µm</b>
<b>SOURCES NATURELLES</b>			
<b>Primaires</b>	Embruns marins	<b>1000</b>	<b>500</b>
	Poussières soulevées par le vent	<b>500</b>	<b>250</b>
	Eruptions volcaniques	-	<b>25</b>
	Débris météoriques	<b>10</b>	-
	Feux de forets	<b>25</b>	<b>5</b>
	<b>Total</b>	<b>1535 (61%)</b>	<b>780(51%)</b>
<b>Secondaires</b>	Sulfates	<b>420</b>	<b>335</b>
	Nitrates	<b>75</b>	<b>60</b>
	Hydrocarbures	<b>75</b>	<b>75</b>
	<b>Total</b>	<b>570(23%)</b>	<b>470(31%)</b>

<b>SOURCES ANTHROPIQUES</b>			
<b>Primaires</b>	Processus industriels	<b>56,4</b>	<b>12,4</b>
	Sources fixes des combustions	<b>43,4</b>	<b>9,6</b>
	Incinération de déchets solides	<b>2,4</b>	<b>0,4</b>
	Transport	<b>2,2</b>	<b>1,8</b>
	Divers	<b>28,8</b>	<b>5,4</b>
	<b>Total</b>	<b>133,2</b>	<b>29,6</b>
<b>Secondaires</b>	Sulfates	<b>220</b>	<b>200</b>
	Nitrates	<b>40</b>	<b>35</b>
	Hydrocarbures	<b>15</b>	<b>15</b>
<b>Sources naturelles totales</b>		<b>2105(84%)</b>	<b>1250(82%)</b>
<b>Sources anthropiques totales</b>		<b>408(16%)</b>	<b>280(18%)</b>
<b>Emissions totales</b>		<b>2513(100%)</b>	<b>1530(100%)</b>

Au regard de ce tableau, il convient de préciser dès à présent que la concentration des aérosols dans l'atmosphère est toutefois plus importante dans les zones à fortes concentrations humaines. Ainsi, en milieu urbain où les sources anthropiques sont dominantes, les particules sont beaucoup plus nombreuses qu'en milieu rural ou naturel [23].

### I.4 Critères de classification des particules

#### I.4.1 Granulométrie

La granulométrie des aérosols est un élément essentiel à déterminer, car leurs propriétés physiques, et par la suite leur comportement, en dépendent fortement. La gamme des dimensions s'étend sur 5 à 6 ordres de grandeur, variant principalement de quelques angströms à plusieurs dizaines de micromètres [24].

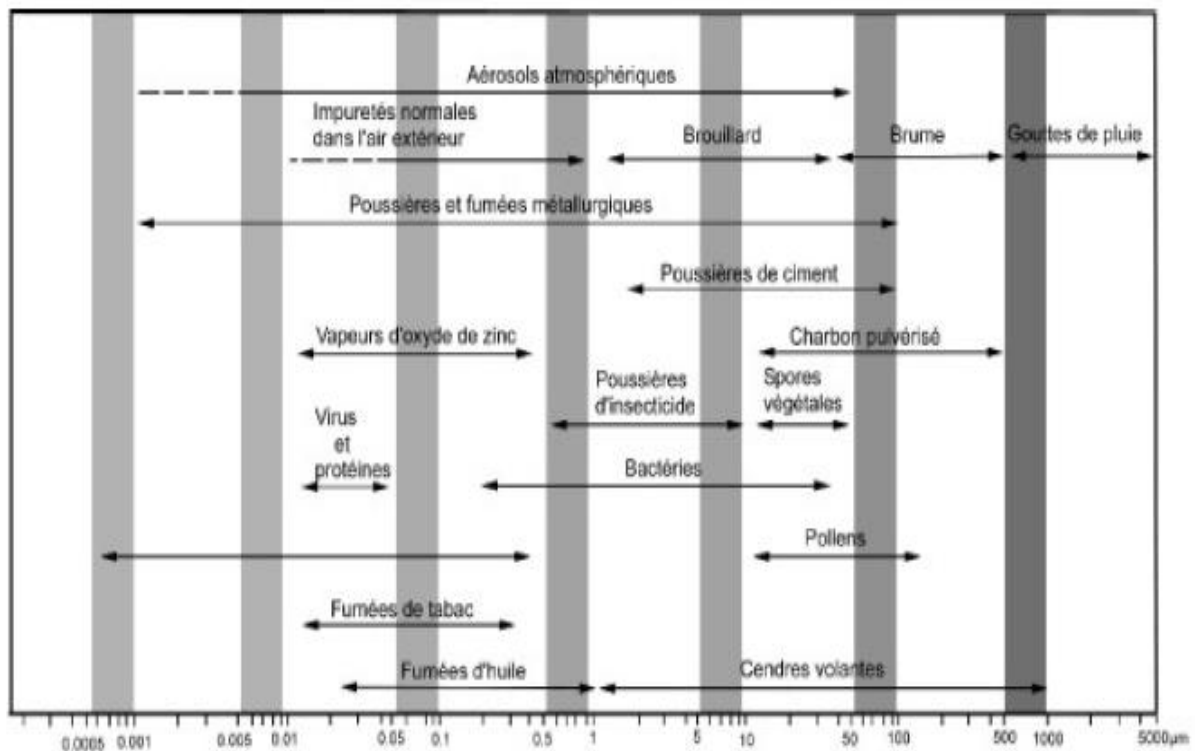


Figure N° 5: Granulométrie des particules suivant les origines [24].

#### Le nombre de particules

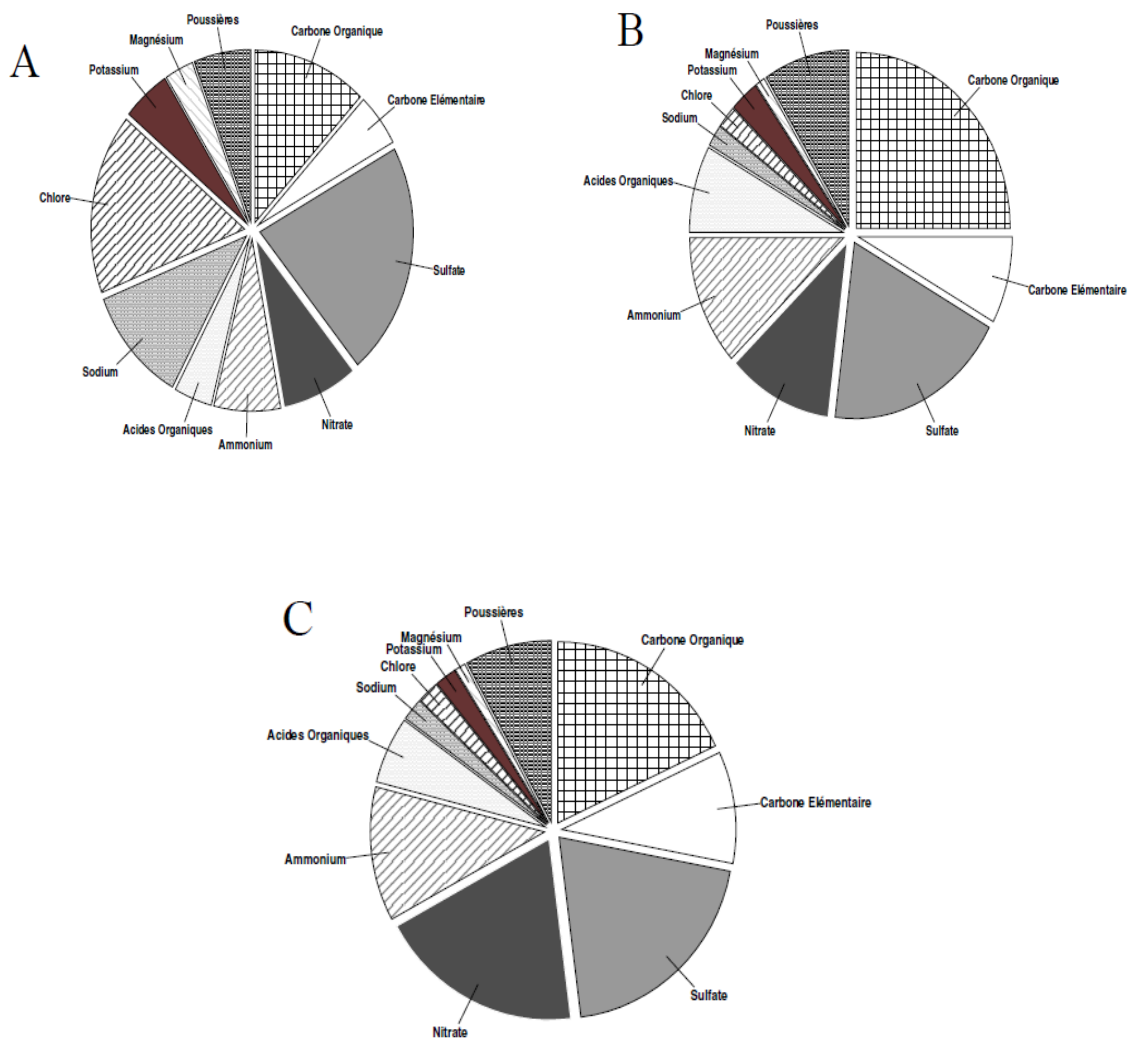
A côté de la taille, un autre paramètre tout aussi important est le nombre de particules par centimètre cube ( $\text{Nb}/\text{cm}^3$ ) qui diffère selon la nature du site de prélèvement ; les concentrations extrêmes varient de 900 à 150 000 particules au  $\text{cm}^3$  dans les grandes agglomérations [24].

### I. 4. 2 Composition des particules

Un autre critère de des particules en suspension est la composition chimique.

Les éléments minéraux présents dans la phase particulaire sont dus à la formation de composés oxydés ou réduits du soufre et de l'azote (sulfates, nitrates, ammonium), à l'apport d'éléments naturels terrigènes et marins (calcium, sodium, chlore) et de traces métalliques en lien avec les activités humaines (plomb, fer, zinc, cadmium, ...).

La composante organique quant à elle représente, en milieu urbain, 5 à 20 % de la masse des particules totales [11, 18,25].



**Figure N° 6:** Composition relative de l'aérosol atmosphérique dans des masses d'air **A)** marine, **B)** rurale et **C)** urbaine [26].

### I. 4. 3 Durée de vie des particules

Le temps de vie et de séjour des particules dans l'air dépend de plusieurs facteurs (taille, réactivité chimique, solubilité, etc.). En raison de leur masse, les particules grossières se déposent relativement vite sous l'effet de la gravité. Pour leur part, en raison de leur taille, les particules ultrafines se comportent pratiquement comme des gaz et grossissent assez rapidement par condensation à leur surface de gaz peu volatils (noyaux de condensation) et par collision entre elles (essentiellement en milieu concentré). En définitive, ce sont les particules comprises entre 0,1 et 1  $\mu\text{m}$  qui ont les durées de vie les plus élevées. On les classe dans le mode « accumulation » et leur durée de vie peut aller jusqu'à une semaine environ et elles peuvent ainsi transporter des composés toxiques sur de très longues distances [27].

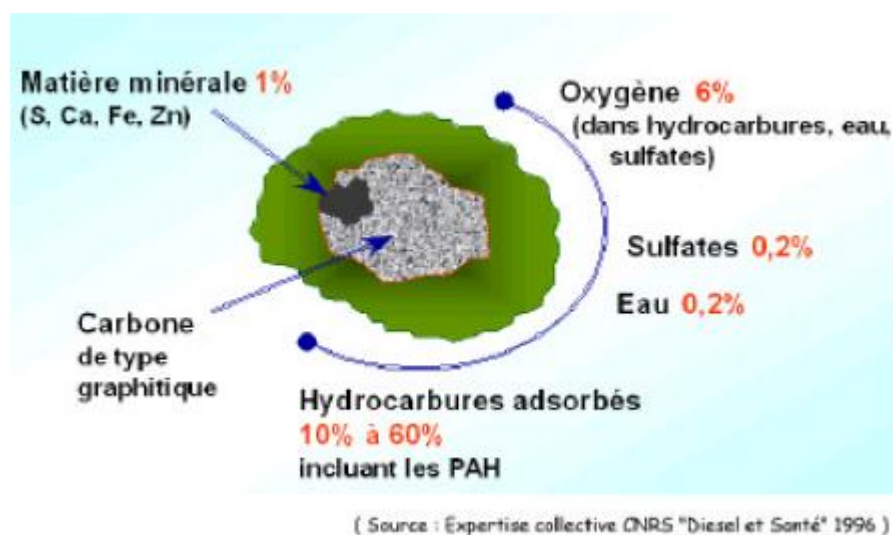
### I.4 .4 Particules diesel

En milieu urbain, la concentration en particules est généralement la plus élevée au niveau des axes de grande circulation, notamment lorsque la fréquentation de ces axes par des véhicules diesel y est importante [28]. En plus des particules diesel, les moteurs (essence) sont indirectement liés à la formation de particules secondaires, résultants de transformations chimiques ou photochimiques de gaz ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ , COV) et qui s'adsorbent ou se condensent à la surface des suies. A cela, il faut ajouter l'émission des HAP qui comportent une toxicité considérable lors d'exposition chronique [29].

Il faut souligner que la classe granulométrique la plus concernée par ces sources est particules fines et ultrafines.

Le diesel, initialement utilisé quasi exclusivement pour les véhicules lourds, a vu son emploi se développer très fortement pour les véhicules particuliers au cours de ces dernières années.

En Algérie d'après l'Office National des Statistiques (ONS), le parc automobile compte environ 27,33 % de véhicules diesel. Il est communément admis qu'un véhicule diesel émet en moyenne 60 mg de poussières par kilomètre parcouru, alors qu'un véhicule à essence n'émet que 3 mg/km [9].



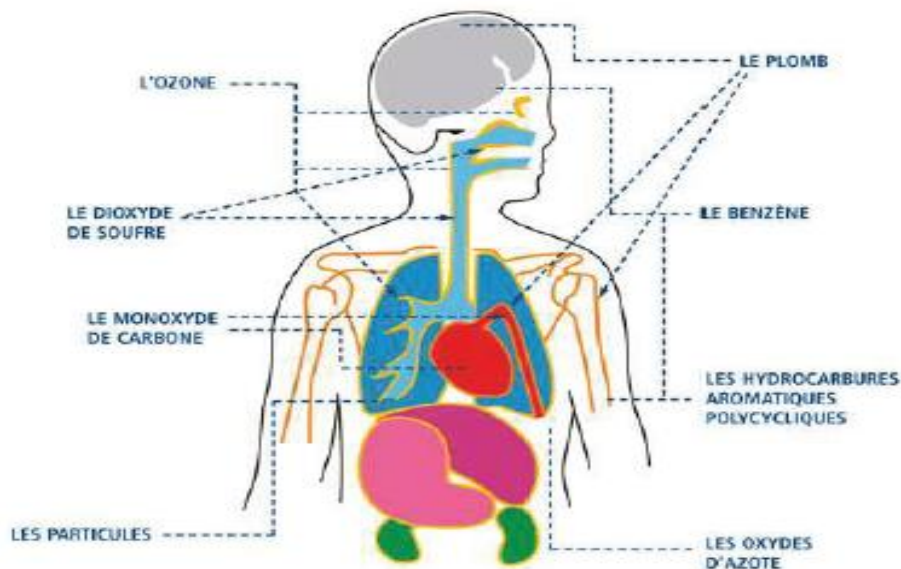
**Figure N° 7:**Structure élémentaire d'une particule diesel [30].

Les particules Diesel se composent d'un matériau carboné (la suie : noyau de carbone ou « sphérule»), engendré lors de la combustion, sur lequel sont adsorbées des espèces organiques diverses, constituées de molécules condensées lors des étapes suivant la combustion. Cette partie adsorbée extractible par divers solvants est appelée SOF (Soluble Organic Fraction). Elle renferme des hydrocarbures imbrûlés, des dérivés oxygénés (cétones, esters, aldéhydes, lactones, éthers, acides organiques) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (les fameux HAP) accompagnés de leurs dérivés nitrés, oxygénés, etc. Se trouvent également des dérivés minéraux ( $\text{SO}_2$ , sulfates...) et métalliques [31].

### 1.5 Impact de la pollution particulaire sur la santé

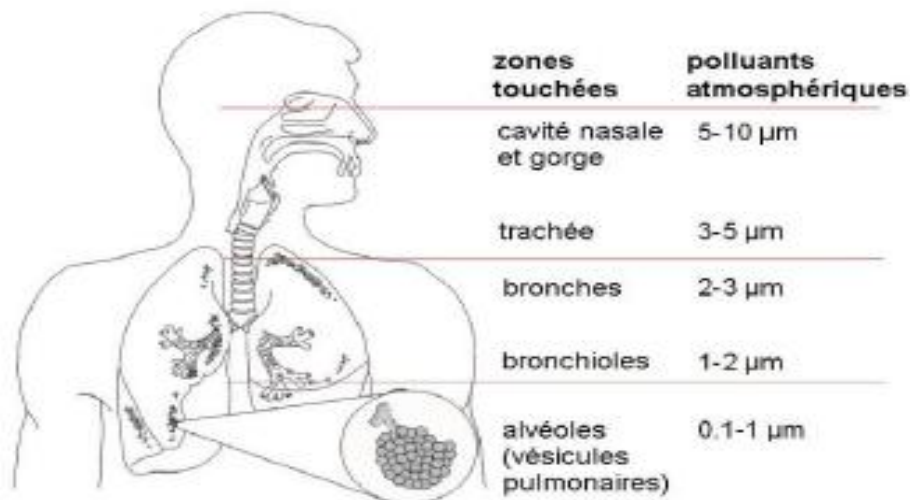
Les pollutions gazeuse et particulaire affectent diverses zones vitales du corps humain (Figure X). On note notamment qu'elles affectent fortement et parfois de manière irréversible, les fonctions pulmonaires, le cœur, les reins mais aussi les os et les fonctions encéphaliques dans leur globalité (exemple des particules de plomb). Dans un récent rapport, l'Union Européenne estime, à 370 000 par an, le nombre de décès prématurés lié à la pollution atmosphérique pour un coût total se situant entre 427 à 790 milliards d'euros [4].





**Figure N° 8:** Zones du corps humain affectées en fonction de la nature du polluant [4].

En ce qui concerne les particules, elles pénètrent d'autant plus profondément dans le système respiratoire que leur diamètre est petit (Figure 9). De par leur nombre important, leur surface spécifique est très grande et permet l'absorption d'espèces aromatiques cancérigènes telles que les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et de métaux lourds. En se déposant dans les alvéoles pulmonaires, les particules fines (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>) provoquent une réaction inflammatoire et un stress oxydant des cellules [32,33]. Elles peuvent aussi provoquer des dommages au niveau du cœur [34] et du patrimoine génétique [35].



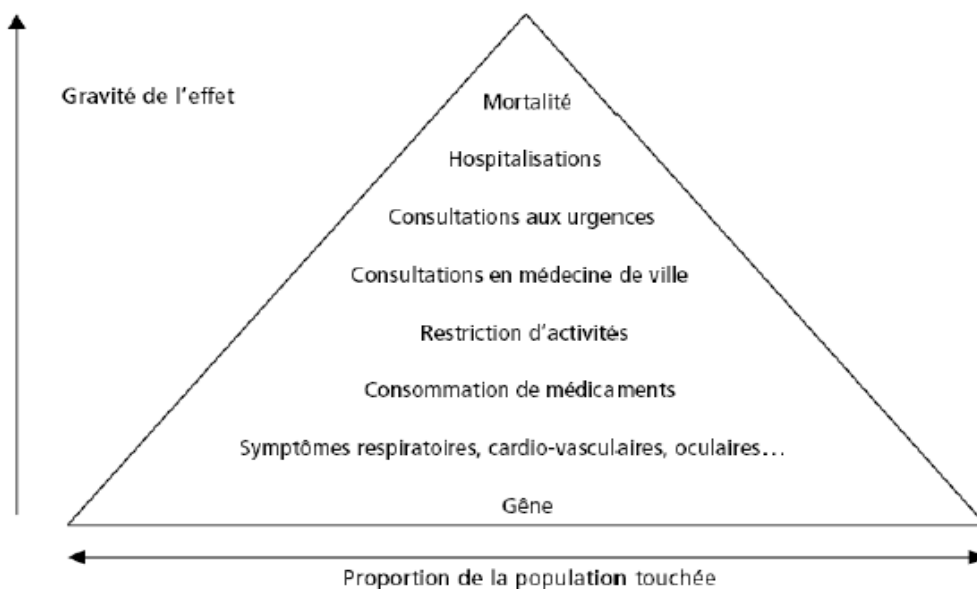
**Figure N° 9:** Pénétration des particules dans l'appareil respiratoire humain en fonction de leur diamètre [36].

Quels que soient les effets considérés, des populations sensibles ont été identifiées [33]

- les enfants, qui présentent une sensibilité accrue liée à l'immaturation des voies respiratoires et des défenses immunitaires,
- les personnes âgées, qui sont plus sensibles en raison du vieillissement des tissus respiratoires, d'une diminution des défenses immunitaires et de pathologies plus fréquemment associées à l'inhalation des particules,
- les sujets asthmatiques, avec une exacerbation des crises d'asthmes, et plus généralement l'ensemble des sujets présentant des pathologies chroniques, essentiellement cardiovasculaires ou respiratoires.

L'existence de liens à court terme entre pollution atmosphérique particulaire urbaine et la mortalité est bien documentée pour des villes d'Autriche [37,38], d'Espagne [39,40] et à l'échelle de l'Europe [41].

L'Organisation Mondiale de la Santé [42] estime que plus d'un million de morts prématurés par an peuvent être attribués à la pollution dans les pays industrialisés. Il est reconnu que la dangerosité des particules est d'autant plus grande que leur diamètre est fin. De plus, selon la nature physico-chimique des particules, leur effet sur la santé sera plus ou moins sévère. Les recherches récentes s'attachent à décrire le potentiel toxique des particules en fonction de leur nature physicochimique [43].



**Figure N° 10:** Représentation schématique de la relation entre la gravité des événements sanitaires associés à l'exposition à la pollution atmosphérique et la proportion de la population affectée [44].

### I. 5. 1 Relation entre les concentrations de particules dans l'air ambiant et la santé

Au cours de ces dix dernières années, des recherches sur les effets sanitaires à court terme des particules en suspension, basées sur la relation existant entre l'évolution journalière des concentrations de PM<sub>10</sub> et plusieurs effets sur la santé, ont été réalisées dans un grand nombre de villes de la Région européenne de l'OMS, dont Erfurt et Cologne en Allemagne[44].

En général, les résultats indiquent qu'une évolution à court terme des PM<sub>10</sub> à tous les niveaux induit un changement à court terme des effets sanitaires aigus (tableau 2).

Parmi les effets liés à une exposition de courte durée, nous mentionnerons : les réactions inflammatoires des poumons, les symptômes respiratoires, les effets néfastes sur le système cardiovasculaire et l'accroissement de la prise de médicaments, de l'hospitalisation et de la mortalité [45].

**Tableau N° 2:** Effets sanitaires à court terme des augmentations de 10 µg/m<sup>3</sup> des niveaux de PM<sub>10</sub> [46].

Effets sur la santé	Augmentation estimée du pourcentage de risques par 10 µg/m <sup>3</sup> de PM <sub>10</sub> (intervalle de confiance de 95 %)	Estimations disponibles pour méta-analyse
Mortalité générale	0,6 (0,4–0,8)	33
Mortalité due à des maladies Respiratoires	1,3 (0,5–2,0)	18
Mortalité due à des maladies Cardiovasculaires	0,9 (0,5–1,3)	17
Hospitalisation pour maladies respiratoires, patients âgés de 65 ans et plus	0,7 (0,2–1,3)	8

Étant donné qu'une exposition à long terme aux particules diminue de manière significative l'espérance de vie, il est manifeste que les effets à long terme s'avèrent plus importants pour la santé publique que les effets à court terme. Les PM<sub>2,5</sub> ont un impact plus marqué sur la mortalité [46].

En effet, la recherche indique un accroissement de 6 % des risques de mortalité générale par augmentation de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des concentrations de  $\text{PM}_{2,5}$  à long terme [46]. Selon des estimations, les risques relatifs de mortalité due aux maladies cardiovasculaires et au cancer des poumons s'accroissent respectivement de 12 et de 14 % par augmentation de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des  $\text{PM}_{2,5}$ [46,47].

Parmi les effets liés à une exposition de longue durée, nous mentionnerons : un accroissement des symptômes des voies respiratoires inférieures et des maladies respiratoires obstructives chroniques, réduction des fonctions pulmonaires chez les enfants et les adultes, et un raccourcissement de l'espérance de vie dû principalement à la mortalité cardio-pulmonaire et probablement au cancer des poumons[47].

Des études réalisées sur de larges échantillons de population ont permis de démontrer que les  $\text{PM}_{2,5}$  avaient une forte incidence sur la mortalité. Cependant, on n'a pu déterminer un seuil en deçà duquel les concentrations de PM dans l'air ambiant n'avaient aucun impact sanitaire, soit un niveau de concentration à effet nul. Après un examen approfondi des dernières bases factuelles, un groupe de travail de l'OMS a donc conclu que, s'il existe un seuil de concentration de particules, celui-ci se situe dans la tranche inférieure des niveaux de concentration actuellement observés dans la Région Européenne [48].

## **Chapitre II**

# **PROBLEMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR LES PARTICULES FINES EN ALGERIE**

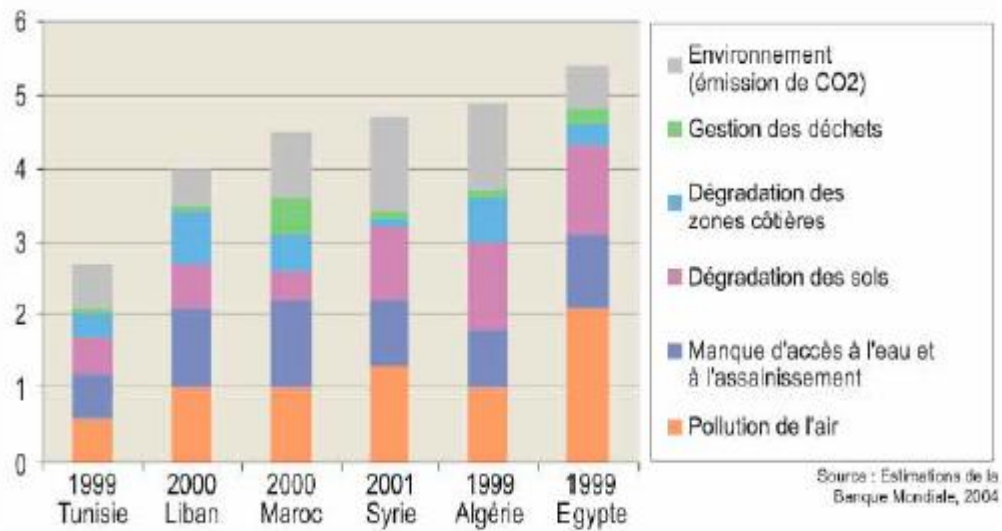
## II PROBLEMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR LES PARTICULES FINES EN ALGERIE

### II. 1 Généralités

En Algérie, pays en voie d'industrialisation et de développement, la pollution atmosphérique est un sujet qui suscite de plus en plus d'attention. La croissance continue du parc automobile induite par une situation socio-économique florissante, oriente les regards vers la question des particules fines, et la qualité de l'air que nous respirons. Certaines études menées sur l'aire de la capitale, région fortement urbanisée, indiquent une exposition de la population à d'importantes concentrations de particules fines [6, 7, 8]. La combustion à l'air des déchets urbains constitue également une source non négligeable de pollution atmosphérique [9].

Toutes les données statistiques s'accordent sur la croissance non seulement du parc de véhicules mais aussi du volume du trafic routier au point que le réseau routier s'est vite saturé, engendrant de nombreux impacts sur le transport lui-même et l'environnement [49, 50]. A l'image de nombreux pays l'Algérie connaît un taux de croissance annuel du trafic de 5%. Ce taux de croissance est principalement dû au manque d'offre en transports urbain et interurbain compte tenu de l'étendue du pays et de la densité de population dans les grands centres urbain. Toutes les estimations futures dans le bassin méditerranéen prévoient une tendance à la hausse du trafic à l'horizon 2025 pour ces pays [51].

Selon les estimations de la banque mondiale (2004), la part des couts annuels des impacts sur l'environnement en Algérie dus seulement à la pollution de l'air et aux émissions des gaz a effet de serre sont de 2% du PIB tandis que toutes les sources de pollution confondues représentent 5,5% du PIB. Ceci montre l'importance (figure 9) des couts des différents impacts causes et le rang de l'Algérie par rapport aux autres pays comparables et limitrophes [51].



**Figure N° 11:** Part du PIB des dommages liés à la dégradation de l'environnement dans différents pays méditerranéens [51].

## II. 2 Pollution urbaine

La pollution de l'air en milieu urbain est dans la majorité des cas d'origine automobile : à Alger qui a fait l'objet d'une étude particulière, il apparaît qu'elle dépasse les normes recommandées par l'OMS. Dans certaines autres villes telles que Annaba, Arzew, Ghazaou et, et aussi à Alger, l'air est pollué par les industries existantes dont les équipements de traitement des gaz et fumées chargées de particules, libérés dans l'atmosphère ont des effets particulièrement néfastes et ont été reconnus comme à l'origine de maladies respiratoires chroniques et quelquefois sévères chez les populations, outre les dégâts faits en matière agricole ou sur le patrimoine culturel et immobilier [52].

L'Algérie assiste depuis l'année 2000 à une explosion du parc automobile. Le pays est en présence d'une saturation du réseau routier de certaines wilayas notamment celles du Nord [51].

Au 2013, l'Office National des Statistiques (ONS) a évalué le parc automobile national à 2.843.282 véhicules dont :

- 27,33 % de véhicules diesel
- 72,67 % de véhicules à essence

Le nombre de véhicules convertis au GPL est évalué quant à lui à 75.000 véhicules au 31/12/2002.

L'ouverture du marché automobile qui a permis l'installation en Algérie de nombreux concessionnaires de véhicules s'est traduit par un accroissement du parc de près de 7,8 % entre 1995 et 2001 soit près de 1,3 % par an.

Malgré le nombre appréciable de nouvelles immatriculations de véhicules ces dernières années (près de 205.000 entre le 31/12/1995 et le 31/12/2001), l'âge global du parc automobile national est toujours critique. En effet, au 31 décembre 2001, près de 87% des véhicules ont plus de 10 ans d'âge et 93% ont plus de 5 ans [9].

En 1995 (année de référence pour les estimations contenues dans le rapport national de l'environnement en 2001), la répartition du parc national automobile était approximativement de 75 % de véhicules à essence contre 25 % de véhicules diesel.

Depuis, la structure de ce parc a évolué vers une plus grande diésélisation où la part des véhicules diesel a accusé un accroissement moyen annuel de 0,4%, alors que la part des véhicules à essence a régressé dans les mêmes proportions.

L'essentiel du parc automobile national est réparti sur les Wilayas du nord du pays avec près d'un tiers concentré sur la capitale et ses environs (Alger, Blida, Boumèrdes, Tipaza)[9].

### II. 2. 1 Cas de l'agglomération d'Alger

La wilaya d'Alger qui est un cas particulier dans le pays de part le fait qu'elle est la capitale où la plupart des sociétés industrielles en commerciales sont domiciles, a 1/5 du parc national. Il est enregistré en 1990, 1,1 million de déplacements, et s'attend à l'horizon 2020 à quelque 4 millions de déplacements motorisés /jour. La part des transports publics qui raflent 61% de ces déplacements va quant à elle connaître une courbe à la baisse et sera en 2020 de l'ordre de 50%. C'est-à-dire que le citoyen délaissera progressivement le bus, le train et les taxis pour s'orienter vers l'acquisition d'une voiture [51].



### II. 2.2 Emissions globales du trafic routier

Les émissions globales de polluants issues du trafic routier de 1980 à 2005 sont présentées en figure (a, b). Les émissions des polluants CO, COV, NO<sub>x</sub> et Pb ont augmenté depuis 1980 jusqu'à 1992 pour décroître de manière continue jusqu'à 2005. Les matières particulaires et le CO<sub>2</sub> ont augmenté durant la même période, mais se sont stabilisés au cours des années 1990 pour croître de nouveau durant les années 2000. Ces tendances s'expliquent probablement non seulement par la croissance du parc au cours des années 1980 mais aussi par la croissance économique et des activités socioéconomiques pendant cette période. Par contre, durant les années, la situation sécuritaire qu'a connue le pays a provoqué un ralentissement des activités et réduit considérablement la mobilité avec une baisse du kilométrage annuels des VP qui constitue la part dominante du parc (figure 20). Avec l'amélioration des conditions sécuritaires au début des années 2000 et la reprise des activités socioéconomiques, le transport a repris avec un fort taux de croissance du secteur privé à la suite de la libération du secteur des transports routier. Le parc a connu au cours de cette reprise un renouvellement rapide, ce qui a permis l'introduction de nouveaux modèles de véhicules avec une technologie moins polluante. On observe une réduction des émissions au cours de l'année 1995 qui est due principalement à la chute du kilométrage au cours de cette période qui a connu un ralentissement des activités du pays [51].

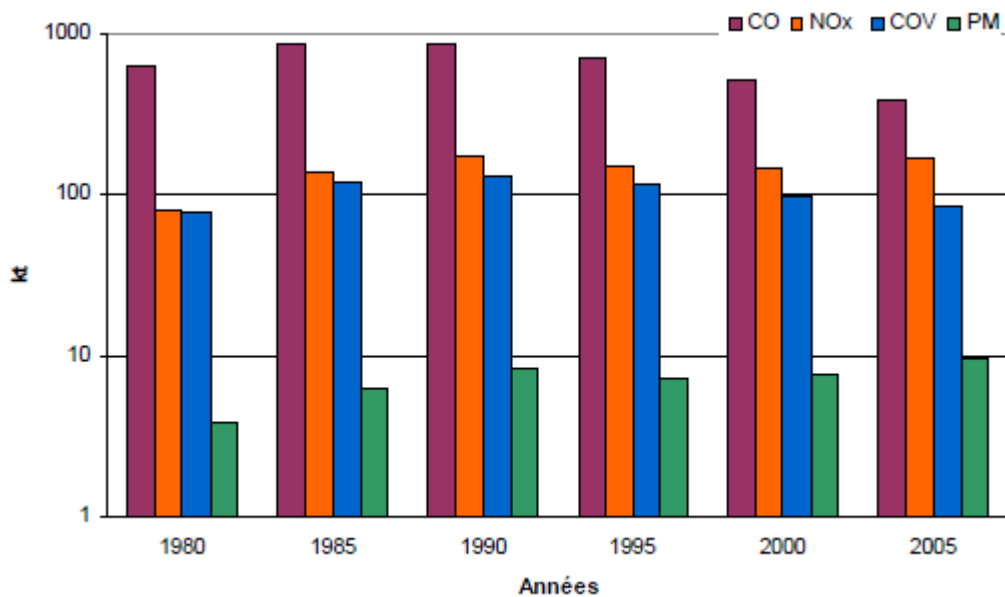
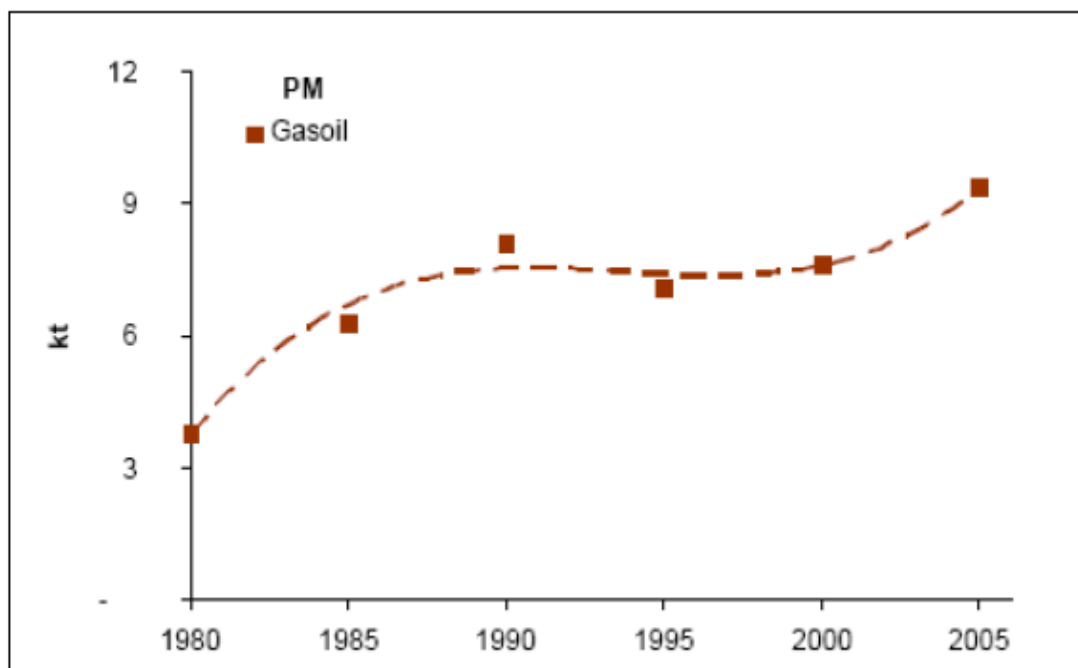


Figure N° 12 : Evolution des émissions globales de polluants (CO, NO<sub>x</sub>, PM , COV)[51].

### II. 2.2.1 Emissions des particules

Les émissions de particules sont en nette croissance et on atteint 9,4 kt en 2005 avec un taux de 145% en 25ans. Cette croissance est due à l'augmentation du nombre de véhicules à carburation diesel et en particulier les véhicules lourds de transports de voyageurs ou de marchandises qui parcourent un kilométrage annuel élevé par rapport aux véhicules essence.

Les émissions de particules dans l'atmosphère constituent un jeu majeur en Algérie avec la croissance de la carburation diesel et devant la disponibilité des carburants gazeux GPL et GNC et la stratégie de son développement [51].



**PM : particules fines**

**Figure N° 13:** Evolution des émissions de particules de véhicules diesel en Algérie [51].

Ce type de pollution provient bien sûr du trafic automobile mais elle s'explique également par l'apport des particules de sable ramenées par des vents de secteurs Sud et du Sud Ouest qui sont relativement fréquents au printemps et en automne.

La présence de nombreux chantiers urbains et de terrains vagues non couverts par la végétation sont également de nature à accentuer la pollution par les poussières.

En raison du climat sec du pays, faible taux de couverture végétale, l'influence du désert, la pollution par les poussières domine probablement partout avec des concentrations qui dépasseraient les seuils limites dans la plupart des grandes villes [9].

### II. 2. 2. 2 Emissions du plomb

L'étude du plomb minéral véhiculé par les particules totales en suspension dans l'agglomération d'Alger a révélé que le trafic routier est à l'origine d'une importante pollution plombifère. Au centre-ville, dans les rues de type « canyon », les teneurs en plomb atmosphérique s'élèvent en moyenne à plus de  $0,6 \mu\text{g.m}^{-3}$  avec des maxima de l'ordre de  $1 \mu\text{g.m}^{-3}$  [52].

Les émissions polluantes des véhicules en circulation constituent non seulement un problème de qualité de l'air dans les villes telles qu'Alger, mais aussi une source en constante croissance de gaz à effet de serre, notamment dans les pays en développement [9].

### II. 2. 3 Consommation des carburants

Les besoins en transports sont en croissance permanente à des taux variables d'un pays à un autre, ce qui génère des besoins en énergie toujours croissants. C'est le premier secteur consommateur d'énergie dans les pays développés et celui dont la consommation augmente le plus rapidement dans la plupart des pays en développement dont l'Algérie [51].

Dans l'absolu, l'accroissement du parc devrait entraîner une augmentation des quantités de carburants consommées.

En effet, la consommation totale en carburants (essences + gasoil + GPL) qui est la source principale d'émissions de polluants automobiles est passée au niveau national de 5 056 797 à 5 789 048 tonnes entre le 31/12/1995 et le 31/12/2001 soit près de 2,4% d'accroissement par an. Ce taux est le résultat d'un accroissement sensible du parc automobile particulièrement depuis l'installation des différents concessionnaires dans le pays [9].

Les statistiques de ventes des différents carburants permettent de constater que les consommations en essences normale et super ont baissé entre 1995 et 2001 de 7,8% et ce malgré un accroissement de 30% du nombre de véhicules de tourisme à essence durant la même période. Cette situation s'explique par :

- Une forte évolution des prix de ce carburant qui ont entraîné un ralentissement des consommations d'essence.
- Une plus grande diésélisation du parc qui a entraîné par ailleurs un accroissement très sensible des ventes de gasoil (+ 31,8 %).
- Une consommation de GPL appréciable en raison de son prix attractif et qui s'est faite au détriment de l'essence.

La charge actuelle de pollution induite par la consommation des différents carburants a été estimée à l'aide du modèle CORINAIR qui est utilisé couramment par les pays de la Communauté Européenne pour la réalisation des inventaires nationaux d'émissions [9].

### II. 3 Pollution industrielle

Au delà des émissions dues au trafic automobile, l'atmosphère urbaine continue d'être affectée par la présence de certaines industries réparties au sein du tissu urbain ainsi que par la combustion à l'air libre de déchets municipaux dans des décharges non contrôlées.

Cette situation affecte de nombreuses villes du pays et constitue une cause majeure de dégradation de la qualité de l'air particulièrement au voisinage de ces sources de rejet.

L'activité industrielle continue de contribuer à la dégradation de la qualité de l'air dans le voisinage des localités où se trouvent implantées certaines grandes industries tels que les cimenteries, les centrales électriques, les complexes chimiques, pétrochimiques et métallurgiques etc.

Une estimation quantitative des rejets provenant de ces différentes industries a été réalisée. Depuis, une sensibilisation des opérateurs aux problèmes de protection de l'environnement associée à une plus grande pression des pouvoirs publics sur ces derniers a permis d'aboutir à une légère amélioration de la situation sur le terrain[9].

La loi de finances 2002 a institué une taxe complémentaire sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle sur les quantités émises dépassant les valeurs limites. Cette taxe est calculée en référence au taux de base de la TAPD, un coefficient multiplicateur variant de 1 à 5 devant refléter le taux de dépassement des valeurs limites [53].

### II. 4 Combustion des déchets

La pratique de combustion des déchets à l'air libre persiste encore sur l'ensemble du territoire en raison de l'accroissement des quantités de déchets générés qui continuent de s'accumuler sur des décharges sauvages et dont une partie est éliminée par auto-combustion sur le site même des décharges [9].

Même si quelques décharges contrôlées commencent à voir le jour dans certaines agglomérations à l'exemple de la décharge d'Ouled Fayet à Alger, la pollution atmosphérique à proximité des décharges sauvages constitue encore un problème majeur dans la plupart des villes du pays [9].

### II. 5 Etudes épidémiologiques

En Algérie on dispose pas encore d'études épidémiologiques spécifiques sur les relations entre les niveaux de pollution mesurés et des indicateurs de santé notamment cardio-respiratoires. Cependant, deux études réalisées au cours des dernières années par l'Institut National de Santé Publique d'Alger (INSP) ont mis en évidence la place importante tenue par les maladies respiratoires chroniques dans la pathologie générale.

L'Enquête Nationale de Santé de 1990 a montré que les maladies respiratoires occupaient la première place des causes de morbidité ressentie (35,7%) et des motifs de consultations (27,2%) et le second rang parmi les motifs d'hospitalisation, dans la population générale. Les maladies chroniques de l'appareil respiratoire y tenaient une place importante (18,4%), l'asthme étant l'affection la plus répandue (plus de la moitié de ces affections).

De récentes études épidémiologiques corrélées par des mesures de pollution atmosphérique montrent que de nombreux enfants et personnes âgées, notamment les asthmatiques, ont des difficultés respiratoires et des crises en période de pic de pollution.

Par ailleurs, le nombre de consultations hospitalières par secteur sanitaire est fortement lié au niveau de pollution mesuré et est en pleine croissance lors d'épisode de pollution. Le nombre de consultations attribuables à la pollution de l'air par les particules ( $PM_{10}$ ) est de 4,5% de l'ensemble des événements sanitaires observés au cours de la période d'étude, qui se caractérise par un niveau de pollution supérieur à  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  dans plus de 63% des cas [51].

En plus des effets sur la santé, cette pollution entraîne également des impacts sur la végétation, sur la production agricole, sur les animaux et sur l'environnement d'une manière générale.

En raison de ces effets néfastes, la législation nationale a fixé des valeurs limites d'émission pour les polluants considérés comme les plus importants. Plus les dépassements de ces seuils limites sont importants, plus les impacts sur la santé et l'environnement seront graves [9].

### II. 6 Réseaux de mesures en Algérie

Jusqu'à une date récente, les niveaux de pollution dans les principales zones urbaines du pays ne sont pas connus à l'exception de quelques mesures ponctuelles effectuées dans le cadre de projets de recherches au niveau de l'agglomération d'Alger

Pour combler ce manque d'informations dans des zones qui de surcroît sont caractérisées par une forte densité d'habitat, il a été jugé nécessaire de mettre en place des réseaux pour mesurer en continu les concentrations de certains polluants [9].

Depuis Mai 2002, deux réseaux ont été implantés respectivement dans les villes d'Alger et d'Annaba. Les données recueillies au niveau de ces réseaux permettent précisément de connaître l'état de la qualité de l'air et de déduire l'impact éventuel des sources de pollution urbaine sur la santé des populations dans ces deux grandes agglomérations.

Un autre réseau de surveillance de la qualité de l'air en milieu urbain est également sur le point d'être réalisé au niveau de la ville d'Oran.

Ce projet devrait comprendre trois (3) stations fixes. Une station mobile pour compléter le réseau fixe est actuellement à l'étude pour mener des campagnes de mesure aussi bien à Alger que dans d'autres villes [53].

Il est indéniable que depuis le rapport sur l'état de l'environnement publié en 2000, un certain nombre d'actions ont été entreprises dans l'objectif d'une meilleure maîtrise des problèmes de l'environnement dans le pays.

Il s'agit entre autres :

- De l'adoption de nouveaux textes législatifs et réglementaires définissant le cadre juridique pour une prise en charge de certains aspects qui ont un impact direct ou indirect sur l'environnement (Loi sur les déchets, loi sur le littoral, loi sur l'environnement et le développement durable, etc.).
- De la mise en place de nouvelles institutions d'études et de formation (Observatoire National de l'Environnement, Centre National des Technologies de Production plus propres, Agence Nationale des déchets, Conservatoire des métiers de l'environnement, etc.).
- D'investissements dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air.
- D'engagements de certaines unités industrielles pour le contrôle de leurs rejets dans le cadre des contrats de performance (plusieurs contrats ont été signés avec différentes industries).

Les dommages causés par la qualité de l'air sont estimés à 0,90% du PIB. Ce pourcentage pourrait connaître à l'avenir une modification (interdiction de l'incinération des déchets, réalisation de centres d'enfouissement techniques, traitement des pollutions aux points chauds notamment à Annaba, Skikda, Ghazaouet, Alger, Azzaba, centre pétroliers) ; mais cette amélioration risquera d'être neutralisée par la diésélisation sans cesse croissante du parc automobile qui appelle une politique énergétique de maîtrise de la pollution automobile[53].

### **II. 6. 1 Projet de la loi relative à la qualité de l'air et à la protection de l'atmosphère**

Le projet de la loi relative à la qualité de l'air et à la protection de l'atmosphère s'articule autour de ces trois axes :

- La prévention, la surveillance et l'information ;
- L'élaboration d'outils de planification ;
- La mise en place de mesures techniques, de dispositions fiscales et financières, de contrôle et sanctions.

Il faut obligation aux pouvoirs publics d'assurer la surveillance de la qualité de l'air par la mise en place d'un dispositif de surveillance de la qualité de l'air dans les agglomérations de plus de 500 000 habitants.

Il détermine les objectifs de qualité de l'air et prévoit la publication annuelle du cadastre des émissions des substances polluantes (rapport de la qualité de l'air, son évolution et son impact sur la santé de la population et l'environnement).

Le projet de la loi prévoit par ailleurs la mise en place d'outils de planification à l'échelle locale : le Plan régional de protection pour la qualité de l'air (PRQA), le Plan de protection de l'atmosphère (PPA) et le Plan de déplacements urbains (PDU).

Ces outils de planification ont pour objectif de fixer des orientations permettant, de prévoir ou de réduire la pollution atmosphérique ou d'en atténuer les impacts ; ainsi que les objectifs de qualité de l'air spécifiques à certaines zones lorsque la nécessité de leur protection le justifie en s'appuyant notamment sur l'inventaire des émissions polluantes et l'évaluation de la qualité de l'air et de son impact sur la santé publique et sur l'environnement.

Ces mesures techniques sont complétées par des dispositions financières et fiscales visant notamment le financement de la surveillance de la qualité de l'air [53].



# **Chapitre III**

## **METHODES DE MESURE ET D'ANALYSE DES PARTICULES FINES**

### III METHODES DE MESURE ET D'ANALYSE DES PARTICULES FINES

#### III.1 Sélection des particules en fonction de leur taille

L'échantillonnage des particules atmosphériques peut se faire avec ou sans sélection des particules et en fonction de leur taille. Dans le cas de l'échantillonnage avec sélection granulométrique, l'air est aspiré à travers une tête de prélèvement placée à l'entrée du système de prélèvement d'air qui, de par sa conception, permet d'éliminer les particules dont le diamètre aérodynamique est supérieure à une valeur définie ; on parle de seuil de coupure granulométrique. Les seuils de coupure les plus fréquents sont 2,5 et 10  $\mu\text{m}$  ; on parle alors respectivement de tête PM-2,5 et PM-10. Cependant, il faut souligner qu'aucune tête de prélèvement n'est strictement sélective. A titre d'exemple, lors d'un prélèvement de PM<sub>2,5</sub>, aucun appareil ne permet une sélectivité stricte, ainsi, l'appareil ne collecte jamais 100 % des particules inférieures à 2,5  $\mu\text{m}$  et à l'opposé l'appareil n'exclut pas 100 % des particules de taille supérieures à 2,5  $\mu\text{m}$ . De plus, le seuil de coupure granulométrique peut être fonction du débit de prélèvement, du colmatage du filtre, ainsi que des conditions ambiantes de température et de pression [54].

##### III.1.1 Prélèvements sans coupure granulométrique précise

Ce type de prélèvement assure une coupure granulométrique mal connue (estimée autour de 50  $\mu\text{m}$ ) qui peut être influencée par les conditions météorologiques. Ce dernier est notamment utilisé dans la mesure des fumées noires ou avec les échantillonneurs à grand débit HVS (High Volume Sampler) configurés en mode TSP (Total Suspended Particules) [55]. Ces têtes de prélèvement sont aujourd'hui peu utilisées, car elles prélèvent des particules trop grosses pour être inhalées et qui présentent donc peu d'intérêt en termes de protection de la santé humaine [56].

##### III. 1. 2 Prélèvements avec coupure granulométrique

Ils sont effectués à l'aide d'une « tête » de prélèvement qui, par sa conception, ne capte en théorie que des particules de diamètre aérodynamique inférieur à une valeur définie. Cette méthode permet ainsi de focaliser la surveillance sur les particules inhalables [57]. Les têtes

les plus couramment utilisées sont la tête définie par la norme française NFX43-021 et les têtes PM-10 et PM-2.5 d'origine américaine [58].

#### A) Tête d'impaction française normalisée AFNOR NF X 43-021

Cette tête a été longtemps utilisée au niveau des réseaux de surveillances jusqu'en 1995. Elle fonctionne à un débit d'aspiration continu et constant ( $1.5\text{m}^3/\text{h}$ ), elle présente un seuil de coupure de  $10\mu\text{m}$  [60]. Il est aussi nécessaire de noter que son efficacité est liée à la vitesse du vent, ce qui lui confère un manque de précision. Néanmoins elle reste utilisée malgré l'introduction de la tête PM-10 qui présente une meilleure efficacité [61]. La figure N° 14 illustre la conception de cette tête.

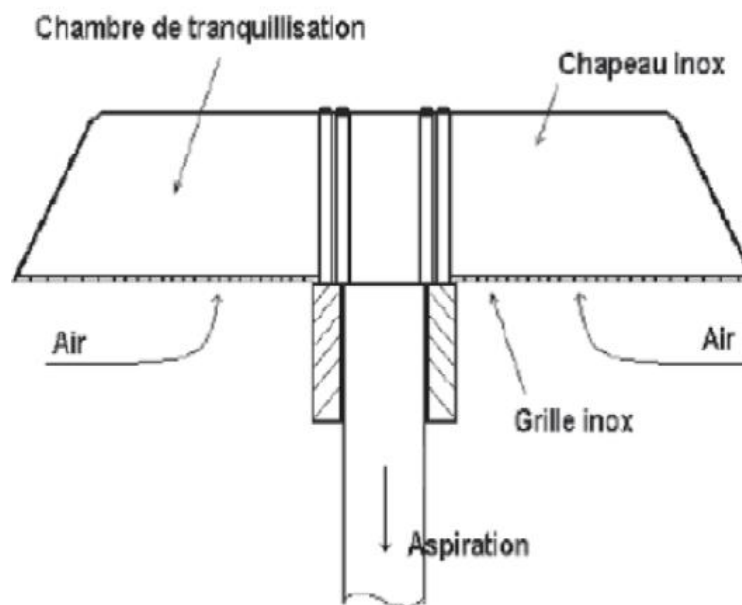


Figure N° 14: Conception de la tête d'impaction française [61].

#### B) Tête PM-10 américaine

Depuis 1995, l'utilisation de la tête américaine type PM-10 est répandue dans plusieurs réseaux de surveillance. Comme son nom l'indique, elle annonce un seuil de coupure de  $10\mu\text{m}$  [62], son succès est dû à une meilleure impaction, qui se fait par effet aérodynamique induit par un système de chicane, en plus de l'élimination du risque de ré-envol des particules

dont le diamètre aérodynamique est supérieur à  $10\mu\text{m}$  par graissage de la surface d'impaction elle est peu influencé par la vitesse du vent.

Le débit est fixé à  $1\text{m}^3/\text{h}$ , la température du tube d'adduction entre la tête et le dispositif de mesure ou d'accumulation est maintenue à  $30^\circ$  pour éviter tout phénomène de condensation sur les parois [63].

Il est nécessaire de souligner que l'augmentation de l'air aspiré peut provoquer l'évaporation de certains composés volatils. La figure N° 15 représente la tête PM-10.

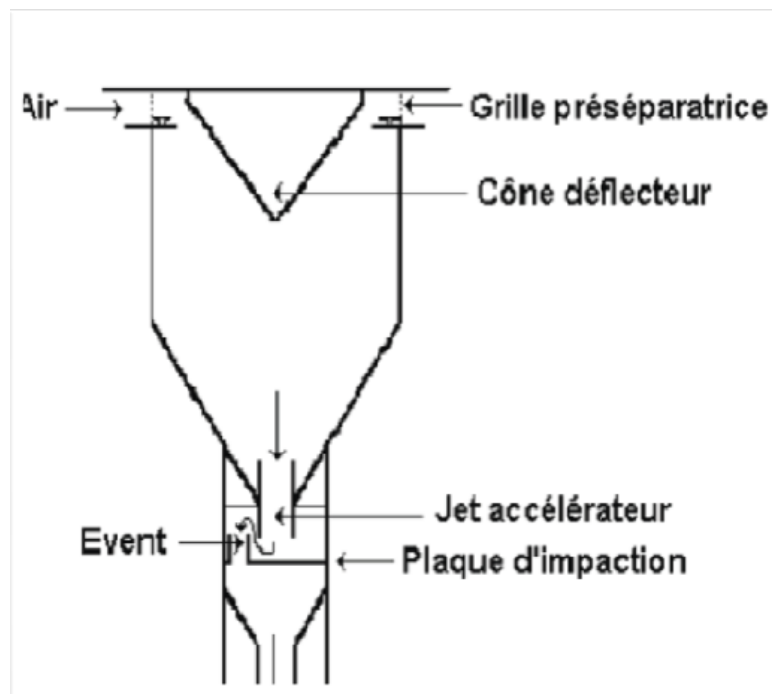


Figure N° 15 : Tête américaine de type PM-10 [63].

### C) Tête type PM-2,5 d'origine américaine

Elle est proposée par les constructeurs sur des appareils tels que la microbalance à variation de fréquence (voir plus loin le descriptif de la microbalance). La coupure granulométrique annoncée à  $2,5\mu\text{m}$  pour un débit d'aspiration fixé à  $1\text{m}^3.\text{h}^{-1}$  est obtenue par un système de type « cyclone », les particules de diamètre supérieur sont récupérées dans un réceptacle amovible. Contrairement à la tête PM-10, ce dispositif n'est pas démontable en vue d'un éventuel nettoyage ce qui n'est pas vraiment rentable sur le plan économique [63].

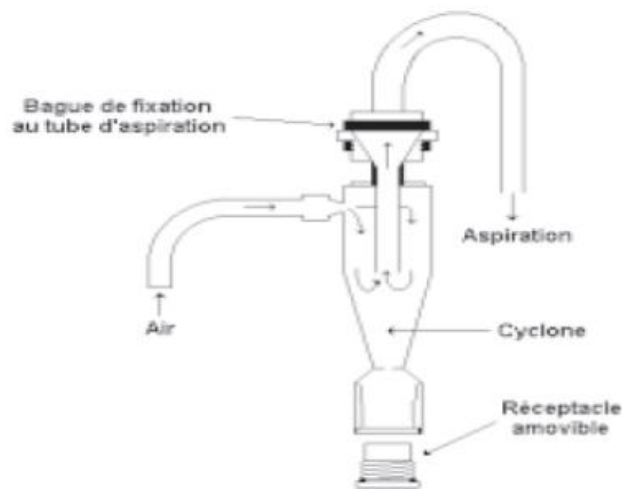


Figure N° 16 : Tête américaine de type PM-2,5 [64].

### III. 1. 3 Prélèvements avec fractionnement granulométrique

Réalisables à l'aide d'impacteur en cascade. Cette méthode permet de faire une séparation des particules selon leur taille afin d'en étudier la distribution granulométrique. Un impacteur en cascade est constitué d'une succession d'étages dits d'impaction, comportant chacun un ajustage dirigeant un jet d'air à haute vitesse contre une surface solide. Les particules supérieures à un diamètre donné ont une inertie telle qu'elles vont s'impacter sur cet obstacle, perpendiculaire au jet, sur lequel est posé un filtre. Les particules les plus fines sont entraînées vers l'étage suivant par le flux d'air qui contourne l'obstacle.

On récupère ainsi à chaque étage des particules de plus en plus fines. La phase d'échantillonnage est souvent critique car elle peut être sujette à des artefacts de prélèvement souvent difficiles à quantifier et à maîtriser (pertes dans le dispositif de prélèvement, colmatage des filtres, piégeage d'espèces gazeuses, volatilisation de composés). Le choix du substrat de prélèvement est donc très important. Dans tous les cas, l'échantillonnage sera suivi d'une phase de mesure ou d'analyse : détermination de la masse ou du nombre de particules, caractérisation chimique portant sur un ou plusieurs composés. Cette analyse peut se faire manuellement en différé dans un laboratoire, ou à l'aide d'appareils automatiques fonctionnant en mode « on-line » [56].

### III. 2 Caractérisation de la concentration massique

Dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air, la mesure des particules repose essentiellement sur des mesures de concentration massique, conformément aux préconisations des directives européennes [65]. Les méthodes de mesure décrites ici permettent de fournir une valeur de concentration des particules dans l'air en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , sans considération de granulométrie, de nombre de particules ou de composition [66].

#### III. 2. 1 Méthode de référence ou méthode gravimétrique

Les directives définissent comme méthode de référence la méthode gravimétrique après mesure [67]. En effet, le préleveur doit être installé dans un endroit climatisé coupe granulométrique à 10  $\mu\text{m}$  (particules inhalables). Cette méthode consiste à prélever les particules  $\text{PM}_{10}$  sur des filtres, et à les peser ensuite suivant la norme EN12341. C'est également cette méthode qui est définie comme référence pour les  $\text{PM}_{2,5}$ .

Cette méthode de mesure, très lourde à mettre en œuvre, est difficilement applicable dans le cadre de la production de données en routine des réseaux de avec retrait manuel des filtres exposés, régulièrement (tous les jours à 1 fois par semaine), ce qui entraîne une logistique lourde. La norme précise que les pesées doivent être réalisées dans des conditions définies, qui nécessitent une salle blanche régulée en température et humidité, ce qui représente un investissement très important [65].

Cette méthode entraîne donc un différé dans l'obtention des résultats qui ne permettent pas la publication quotidienne d'un indice de qualité de l'air ni la mise en place d'une procédure d'information et d'alerte relative aux  $\text{PM}_{10}$ . Enfin, elle ne permet pas de disposer simplement de résultats à des pas de temps plus fins que 24 heures. Par ailleurs, cette méthode peut comporter des biais, liés à l'absorption ou à la volatilisation de certains composés sur le filtre [68,74]. Ainsi, lorsque les pesées se font à 50 % d'humidité, certains composés très hydrophiles peuvent entacher les résultats obtenus. D'autres types de filtres (cellulose) peuvent au contraire absorber de l'acide nitrique et du dioxyde de soufre. A l'inverse, il a été démontré que le nitrate d'ammonium peut être volatilisé en totalité à la surface de filtres lors d'échantillonnages réalisés en été. C'est la raison pour laquelle les normes donnent la possibilité d'utiliser d'autres méthodes dont on a prouvé l'équivalence ou pour laquelle on a montré qu'elle présentait un rapport constant avec la méthode de référence [67].

### III. 2. 2 Méthodes automatiques

Plus légères en termes de logistique que la mesure gravimétrique, les méthodes automatiques ne nécessitent pas de pesée en différé. Elles permettent donc un suivi des niveaux de particules en temps quasi-réel, à des pas de temps. Les principaux analyseurs sont la jauge beta et le TEOM.

#### • Jauge Beta

La méthode par jauge Beta consiste à collecter les particules (PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub>) par aspiration d'un volume d'air déterminé sur un filtre en fibre de verre qui défile de manière séquentielle devant une jauge bêta (Figure 17). La masse du dépôt de poussière est déterminée en mesurant l'atténuation du rayonnement  $\beta$  par les poussières recueillies sur le filtre. La jauge Beta est un appareil de mesure robuste et normée. Néanmoins, il est difficile d'assurer la traçabilité aux différents étalons et il n'existe pas d'étalon-masse direct [69]. Par ailleurs, cette méthode est soumise à d'importantes contraintes administratives : nécessité d'une autorisation de détention de source radioactive, servitudes d'utilisation.

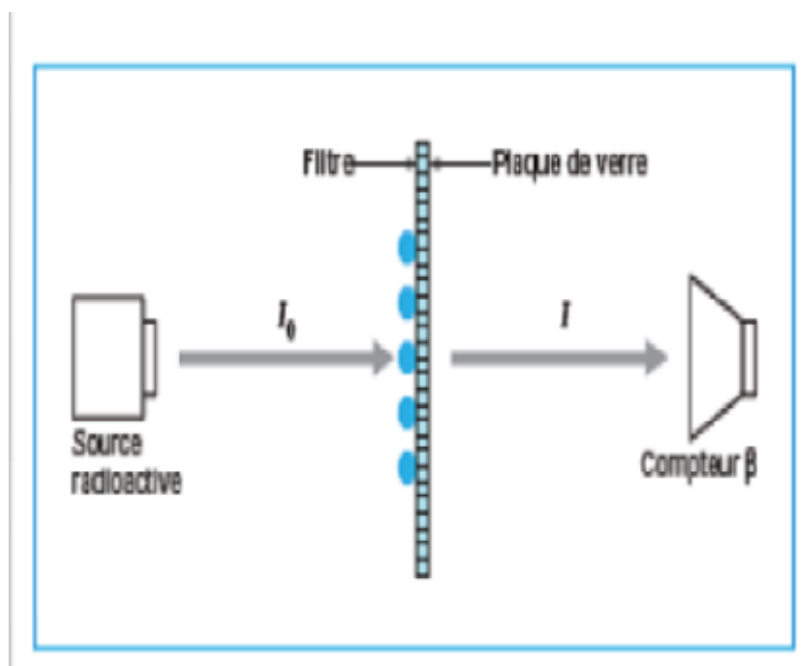


Figure N° 17 : Principe de mesure de la jauge beta [70].

**• TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance)**

La méthode par microbalance à élément conique oscillant repose sur la mesure en continu des variations de fréquence de vibration d'un élément oscillant sur lequel les particules se déposent. Ces variations de fréquence sont converties en variations de masse de poussières déposées. La mesure du débit volumique permet de déterminer la concentration en microgrammes de particules par mètre cube d'air. En amont de cette microbalance est installée une tête de prélèvement PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub>.

La sensibilité du TEOM est meilleure que celle de la jauge bêta, il présente néanmoins, tout comme la jauge  $\beta$ , un artefact de prélèvement. La microbalance est chauffée à 50°C de façon à ne pas condenser la vapeur d'eau contenue dans l'air. Ce chauffage peut occasionner une volatilisation de certains composés, ce qui entraîne une sous-estimation de la concentration mesurée, estimée à environ 30% [71,72, 73].

En hiver, cette fraction semi-volatile est essentiellement constituée de nitrate d'ammonium, dont la condensation est favorisée par les basses températures et une humidité relative élevée.

En été, une contribution significative d'aérosols organiques secondaires, principalement formés par des processus photochimiques, a été observée, pouvant aller jusqu'à 50 % de la fraction semi volatile [74]. Pour compenser cette sous-estimation, la Commission européenne préconise l'application d'un facteur correctif constant de 1,3 [75]. Il a été toutefois montré dans plusieurs études de part le monde que le rapport « Méthode de référence/TEOM » varie selon les sites et les saisons (de 0,94 à 1,29 en été et de 1,13 à 1,40 en hiver), mais également selon le niveau de concentration mesurée. La sous-estimation est en effet plus importante à forte concentration [75,76, 77].

**III. 3 Filtres et membranes de rétention**

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

- ✓ Une efficacité de collection d'au moins 99% pour les particules de diamètre égale à 0,3  $\mu\text{m}$  et plus.
- ✓ Une hygroscopicité faible.



- ✓ Un taux d'impureté aussi faible que possible afin d'éviter les interférences dans l'analyse quantitative des composés métalliques que véhiculent les poussières.

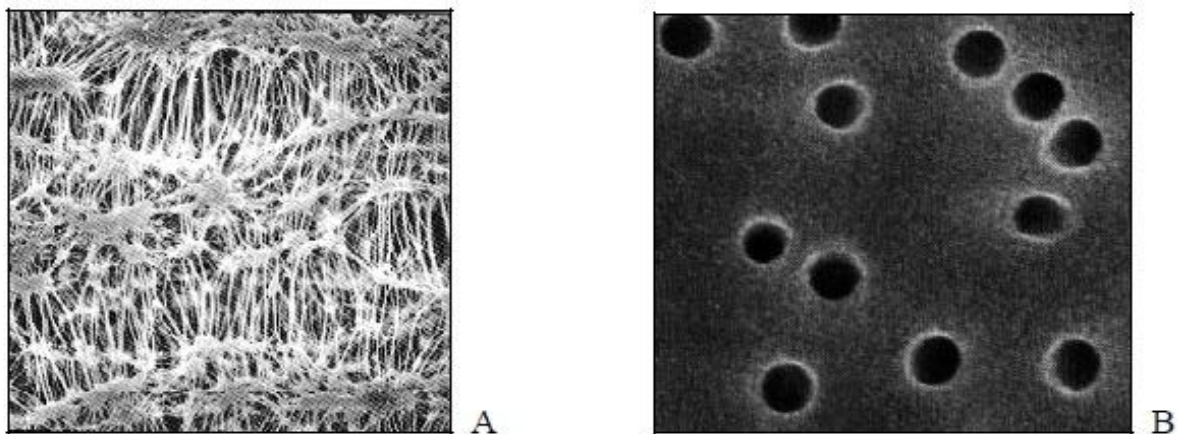
#### • Filtres en fibre de verre

Ce type de filtre satisfait les conditions précédentes, l'inconvénient est que la procédure de minéralisation est lente et que ces derniers contiennent de divers métaux à des teneurs variables, qui peuvent altérer les analyses, tels que les filtres Gelman type A et Wathman GFA qui contiennent  $50\text{mg Zn/m}^2$  [78].

#### • Filtres membrane

Ce sont des filtres nitrocellulose type Sartorius et Milipore (Figure 18) ou acétate et ester de cellulose (Gelman GA-3). Le procédé de minéralisation est simplifié car ces filtres sont solubles dans les éthers solvants organiques ce qui fait qu'on peut le dissoudre dans l'acétone où les particules sont totalement récupérées après évaporation du solvant organique.

L'hygroscopicité de ces filtres est plus élevée que celle des filtres en fibre de verre, ils présentent un diamètre de  $8\mu\text{m}$ , et des teneurs faibles en métaux mais l'inconvénient réside dans une résistance à l'écoulement considérable ce qui explique que le HVS ne peut être utilisé. Néanmoins les deux types de filtres peuvent retenir avec une efficacité satisfaisante les particules d'un diamètre de  $0.1\mu\text{m}$  [78].



**Figure N° 18 :** Photographies en MEB de deux types de filtres. a) filtre en nitrocellulose b) filtre en polycarbonate [78].

### III. 4 Analyse physique des particules

Les mesures physiques concernent la masse, le nombre, la taille et la morphologie des particules :

#### • Mesures de masses

Cette mesure a pour but de déterminer la concentration en particules par  $m^3$  d'air. Dans le cas d'échantillonnage manuel (échantillonneur à haut débit).

On pèse exactement le filtre avant et après collecte des particules. La différence de masse rapportée au volume d'air aspiré permet d'accéder à la teneur atmosphérique en particules.

Pour les analyseurs automatiques (jauge béta et TEOM) la teneur est donnée directement par l'appareil [79].

#### • Détermination du nombre de particules

Elle se fait entre autres avec un compteur de particules de condensation ou avec un compteur optique (qui peut également mesurer la taille). La première méthode s'effectue en trois étapes : 1) sursaturation d'une vapeur (eau, alcool, etc.), 2) grossissement des particules par condensation de cette vapeur, 3) détection des particules après croissance par une source lumineuse couplée à une photo détectrice. Cette méthode permet de compter des particules qui à la base font 3 nm [79].

#### • Mesure de la taille des particules

Pour ce paramètre, plusieurs techniques existent également, associant souvent la mesure de la taille au nombre de particules. La méthode inertielle permet par exemple de compter et de mesurer la distribution selon la taille de particules allant de 3 nm à 10  $\mu m$ . L'échantillon, contenant les particules, passe dans un premier temps par un chargeur électrique puis pénètre dans un impacteur en cascade basse pression dont les étages sont électriquement isolés. Les particules chargées, collectées sur chaque plateau sont comptées en temps réel grâce à la mesure du courant électrique qu'elles produisent [80].

**• Détermination de la forme des particules**

Par microscopie électronique à balayage ou à transmission [56]. En conclusion, on retiendra que la mesure de la pollution par les particules est complexe.

Chaque méthode présente des inconvénients et des avantages d'où la difficulté de comparer les résultats obtenus par différentes techniques en différents sites avec différentes conditions météorologiques.

**III. 5 Analyse chimiques**

Contrairement à l'analyse des gaz, il n'existe pas de méthodes bien adaptées à l'analyse d'un aérosol (suspension de particules solides ou liquides dans un gaz). Les analyses sont différées dans le temps par rapport à la phase de collecte de l'échantillon, ce qui est limitant en ce qui concerne les COV adsorbés. De plus, les analyses de la phase organique et de la phase minérale font appel à des techniques différentes.

**III. 5. 1 Analyse de la matière organique**

La matière organique est généralement extraite du filtre par ultrasons ou dans un Soxhlet par l'utilisation de solvants polaires ou non polaires avant d'être concentrée. L'échantillon est ensuite préparé en fonction de la méthode d'analyse [80]. Deux méthodes sont principalement utilisées pour l'analyse :

**• Chromatographie en phase Gazeuse (CPG)**

La CPG est souvent couplée avec un détecteur universel comme le Détecteur à Ionisation de Flamme (FID) ou à la spectrométrie de masse. Plus spécifiquement, pour les composés soufrés on utilise un Détecteur Photométrique de Flamme (FPD) et pour les composés halogénés et pesticides un Détecteur à Capture d'Electrons (ECD) [81].

**• Chromatographie en Phase Liquide Haute Performance (HPLC)**

Par cette méthode, un grand nombre de composés organiques peuvent être séparés et analysés. Toutefois, en pratique elle est utilisée pour l'analyse des composés lourds. Du fait de la variété des détecteurs, il est possible de réaliser des analyses très spécifiques et très sensibles de la plupart des familles de composés. Par exemple, le spectromètre UV ou le spectromètre à fluorescence sont particulièrement sensibles lors de l'analyse des HAP [82].

**III. 5. 2 Analyse des éléments inorganiques et des métaux**

Les méthodes les plus utilisées sont

**• Fluorescence X**

On dirige sur le filtre un faisceau émis par une cathode spécifiquement choisie pour l'analyse d'un élément. La mesure est rapide et permet ainsi de nombreuses analyses d'échantillons même peu chargés en matière. De plus, cette méthode est non destructive et simple à réaliser car elle ne nécessite aucun traitement préalable du filtre.

**• Analyse Particle-Induced X-ray Emission (PIXE) et activation neutronique**

Méthodes proches de la fluorescence X, le filtre est bombardé par des protons (PIXE) ou des neutrons (activation neutronique) qui excitent les éléments et induisent un rayonnement X. Le rayonnement induit est mesuré.

**• Spectrométrie d'induction plasma (ICP)**

Contrairement aux précédentes méthodes celle-ci nécessite la destruction du filtre par un acide. Chaque élément absorbe sélectivement la lumière émise par la source et comme chaque élément est sa propre source d'émission, presque tous les éléments peuvent ainsi être analysés [79,83].

**• Spectroscopie d'absorption atomique**

Cette méthode est largement employée pour l'analyse des particules. Elle nécessite un traitement et une destruction préalable du filtre par attaque acide. L'échantillon en solution est vaporisé dans une flamme. Un faisceau lumineux produit par une lampe spécifique, traverse la

flamme et atténuée proportionnellement à la concentration de l'élément présent dans la flamme, suivant la loi de Beer Lambert. On peut aussi utiliser un four à la place d'une flamme [84].

### III. 5. 3 Analyse des ions

- **Colorimétrie**

On transforme les ions à analyser par des réactions chimiques en complexes qui absorbent la lumière dans l'UV-visible. Exemple : les nitrates sont réduits en nitrites par l'hydrazine en présence de cuivre ; le dérivé azoïque formé est mesuré à une longueur de 524 nm [85].

- **Chromatographie ionique**

Cette méthode plus universelle est maintenant très employée. Elle permet l'analyse rapide de tous les ions simultanément. Les ions sont détectés par conductivité électrique. Exemple : les sulfates et nitrates sont séparés sur une colonne basique par élution avec une solution de carbonate de sodium. Cet éluant ayant une forte conductivité masque en partie le signal. On utilise alors un suppresseur : colonne contenant une résine imprégnée d'acide fort qui permet la conversion des carbonates en  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$  et celles des nitrates et sulfates en acides de haute conductivité [86].

# **Chapitre IV**

## **METHODOLOGIE EXPERIMENTALE**

## IV METHODOLOGIE EXPERIMENTALE

On va présenter dans cette partie la méthodologie adaptée pour le prélèvement et l'analyse de  $PM_{10}$ .

### IV. 1 Site de prélèvement

Le site retenu pour l'étude des  $PM_{10}$  et de leurs différentes fractions granulométriques  $PM_7$ ,  $PM_3$ ,  $PM_{1,5}$  et  $PM_1$  ainsi que les métaux lourds qu'elles véhiculent est localisé à la commune de Larhat, elle est située à environ 60 km au nord-ouest de la wilaya de Tipaza et à environ 130 Km à l'ouest d'Alger (figure 19). Ce site qui n'est pas exposé directement aux émissions des grandes axes routiers et à proximité duquel il n'existe pas de sources industrielles émettrices de poussières, peut être considéré comme étant un site rural à faible densité de population résidente (La commune de Larhat accuse une faible population qui est de l'ordre de 7 359 habitants) [87].

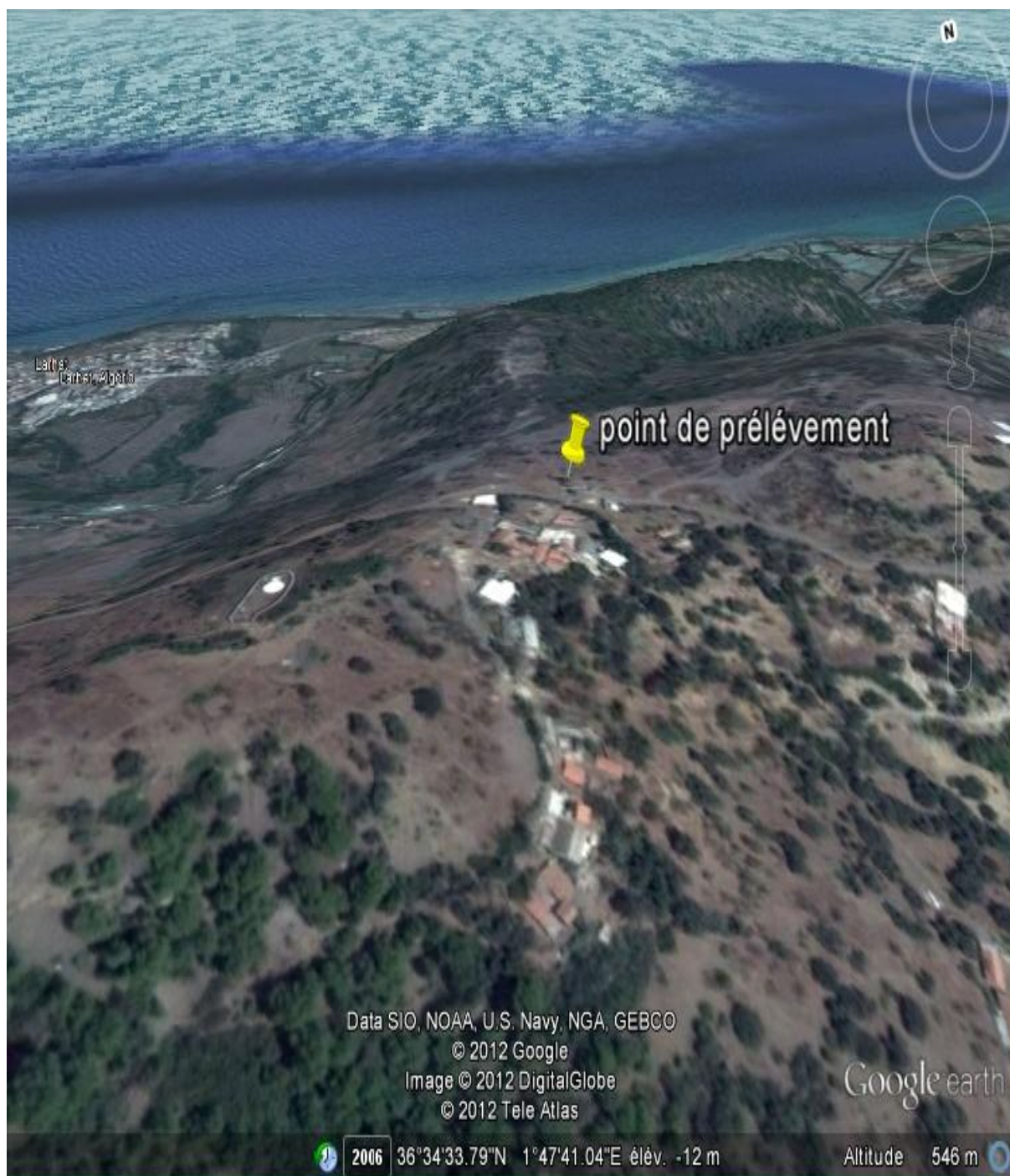
En ce site le poste de prélèvement est implanté sur la terrasse d'une station électrique à environ 5 m d'altitude. Ce site qui se caractérise par l'absence d'obstacles, fait l'objet de bonne ventilation naturelle. Les photos présentées en figure N° 20 et N° 21 montrent l'environnement du poste de mesure.

Les données géographiques ainsi que la photo satellite (figure 19) relative au site sont obtenues grâce au Google Earth :

Latitude : 36° 33' 31" Nord

Longitude : 1° 48' 05" Est

Altitude par rapport à la mer : 107 m



**Figure N° 19** : Localisation de site de prélèvement sur carte Google.[89].





**Figure N° 20 :** Poste de prélèvement à Larhat, Tipaza.



**Figure N° 21 :** Vue du coté nord de site de prélèvement.

#### IV. 2 Mode de prélèvement

En vue de suivre l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques les particules fines, les prélèvements sont effectués à l'aide d'un échantillonneur à fort débit, le HVS-PM-10 (high volume sampler) de marque « Andersen ». Cet appareil à seuil de coupure de  $10\mu\text{m}$  est en plus doté d'un système de fractionnement granulométrique à plusieurs étages d'impaction.

Pour cette étude, 4 étages ont été utilisés pour les  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{1,5}$ ,  $\text{PM}_3$  et  $\text{PM}_{7.5}$ .

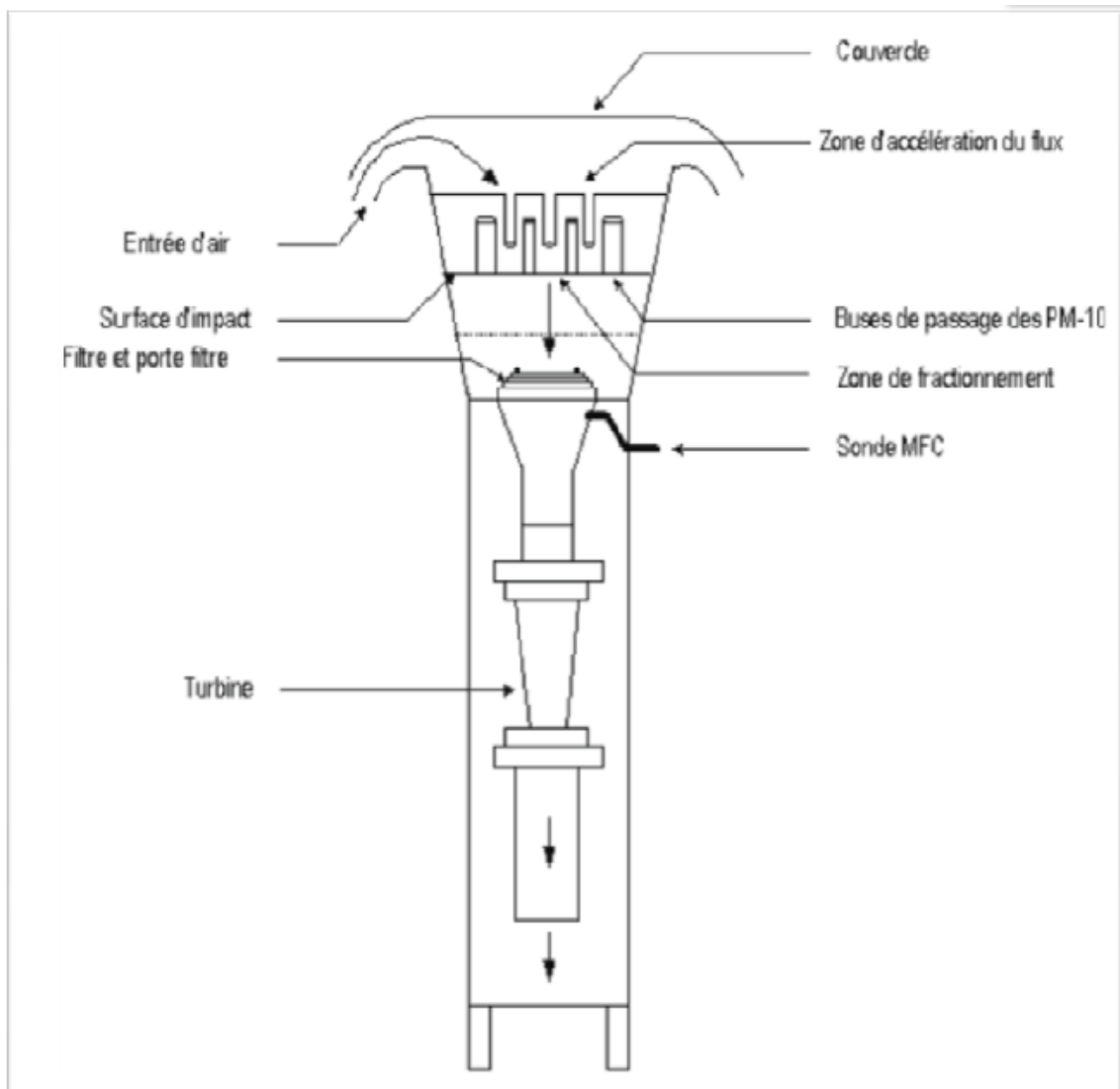


Figure N° 22 : Principe de collecte des  $\text{PM}_i$  par le HVS.

Cet échantillonneur est constitué principalement de trois parties :

- Le high volume sampler (HVS).
- La tête PM-10.
- Le cascadeur d'Andersen à quatre étages.

La tête sélective PM<sub>10</sub> 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 inférieures au seuil de coupure de 10µm sont entraînées par le flux de l'air dans les buses et sont collectés sur des filtres. Tandis que les particules les plus grosses s'écartent de flux et impactent sur la surface d'impaction en raison de leur inertie plus élevée. Afin d'éviter le réentraînement des particules grosses, la surface d'impaction est graissée (huile de silicone) et nettoyée régulièrement [89].

### IV. 3 Principe de fonctionnement

Les impacteurs sont destinés à trier les particules suivant leur taille. Le principe est basé sur la différence de quantité de mouvement des particules. Pour les trier par la taille, il est nécessaire que la vitesse du fluide soit très bien contrôlée et connue. Les particules, en raison de leur inertie, ont tendance à effectuer un trajet direct alors que le flux d'air est dévié par un obstacle. Les particules d'une masse définie – donc d'une taille définie, si leur densité est homogène – vont s'impacter sur cet obstacle. Les plus légères vont traverser l'obstacle et venir s'impacter sur l'étage suivant correspondant à un diamètre de coupure plus petit. Le tri est effectué à énergie cinétique des particules constante :

A la sortie de la première buse, pour une vitesse  $V_1$ , les particules de masse  $m_1$  (masse élevée) sont impactées. Puis on augmente la vitesse de l'effluent ( $V_2 > V_1$ ) en réduisant la taille de la buse d'entrée et les particules de masse  $m_2$  (avec  $m_2 < m_1$ ) sont alors impactées. Et ainsi de suite. Le tri est correct si les particules ont des densités voisines. Dans ce cas, le tri par masse est équivalent à un tri par volume, donc par diamètre aérodynamique  $D_p$  (Fig. 23). En pratique, on interpose sur le flux d'air plusieurs plaques percées de trous ou de fentes de tailles de plus en plus petites (impacteurs en cascade). Plus la particule est grande, donc plus sa masse est importante, plus tôt elle sera arrêtée. Ainsi, on recueille les grosses particules sur les premières plaques et les petites sur les dernières [89].

Un impacteur peut être constitué de 5 à 10 plaques ; il est toujours terminé par un filtre classique qui recueille les très fines particules.

L'appareil HVS-PM-10 (Fig. 24) utilisé a déjà fait ces preuves en donnant des résultats représentatifs et cohérents durant les études effectuées antérieurement.

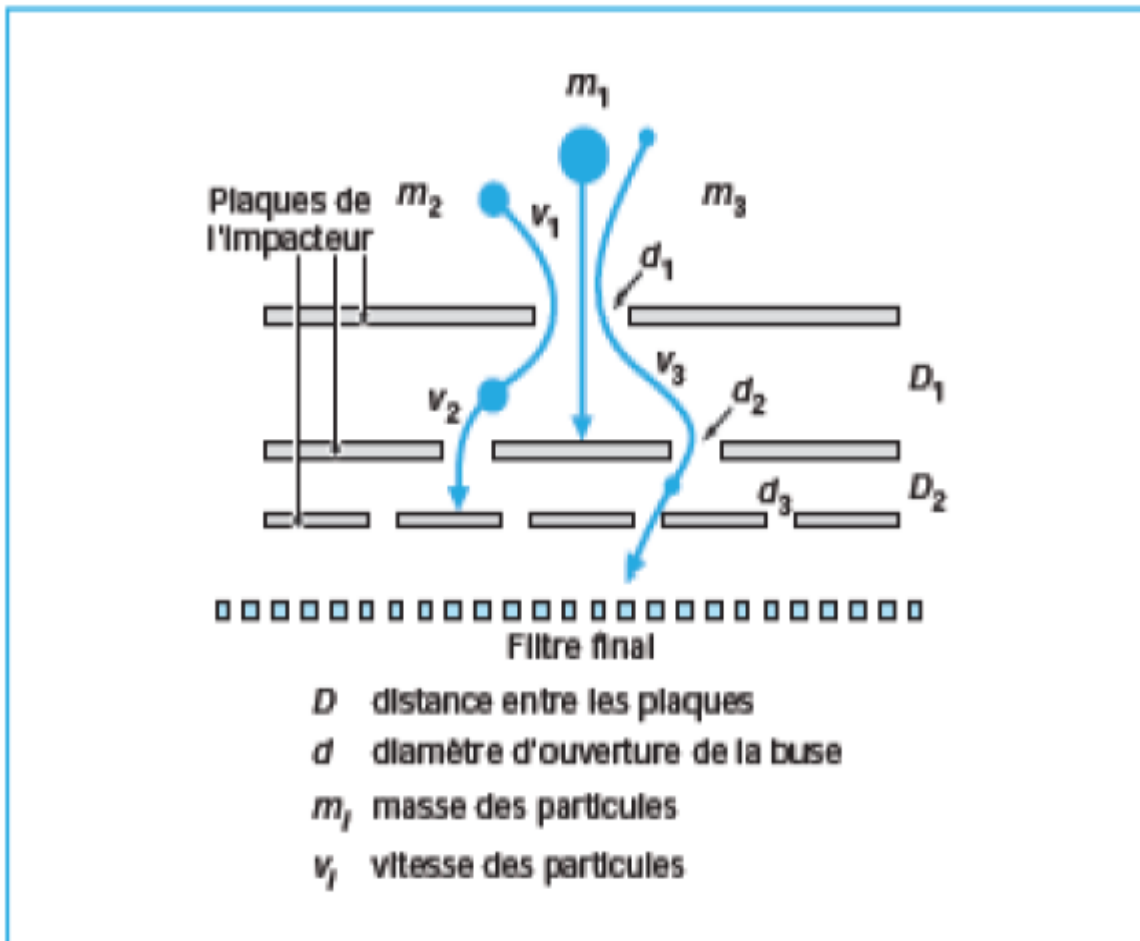


Figure N° 23 : Principe de fonctionnement d'un impacteur en cascade [90].



**Figure N° 24** : Photo de l'appareil d'échantillonnage.

Les impacteurs sont posés sur un grand porte filtre sur le quel on met un filtre classique, dit «filtre total », qui recueille les très fines particules ( $PM_{(0-1)}$  dans notre étude).

Echantillonnage :

- Le débit d'aspiration :  $1,2 \text{ m}^3 / \text{mn}$  (débit conseillé par le constructeur de l'appareil pour l'étude des  $PM_{10}$ ).
- La durée de prélèvement : 24 heures.

En fonction du volume d'air prélevé, on détermine alors la teneur atmosphérique des particules. Les filtres de rétention des particules sont en fibre de verre (Wattman) de dimension  $12 \times 12 \text{ cm}$  pour les différentes fractions et  $20 \times 20 \text{ cm}$  pour le filtre final. Ces filtres sont pesés avant et après collecte à  $0,1 \text{ mg}$  près. Le résultat est ensuite exprimé en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La période de prélèvement s'est étalée du 10/03/11 jusqu'au 08/12/11. Nous avons réalisé 37 prélèvements journaliers, ce qui nous a permis de collecter 102 classes granulométriques soit 102 filtres à analyser.

#### IV.4 Minéralisation des filtres

Une fois l'échantillonnage terminé, on procède par la mise en solution des éléments traces (métaux lourds) véhiculés par les particules recueillies sur le filtre.

La minéralisation se fait par une mise en solution à reflux du filtre (finement découpé) avec de l'acide nitrique et chloridrique (mélange volumique à 1/3), sous agitation pendant deux heures (conformément à la norme ISO 9885) [91].

La technique d'analyse utilisée pour la détermination des teneurs en métaux lourds présents dans les particules est la spectroscopie d'absorption atomique à flamme sur un appareil de type SOLAAR. Les métaux analysés sont le Fer, le Manganèse, le Plomb, le Cobalt, le Cuivre, le Chrome le Zinc et le Nickel.

# **Chapitre V**

## **RESULTATS ET INTERPRETATIONS**

## V RESULTATS ET INTERPRETATIONS

Les résultats obtenus suite à l'exploitation de nos données nous ont permis de suivre d'abord dans un premier temps l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en particules, la distribution granulométrique de ces particules et enfin la corrélation entre les teneurs suivant la classe granulométrique.

Nous traitons par la suite les résultats liés à la composition chimique de ces particules, et très précisément à leur composition en métaux lourds, qui est importante vu leur risque sur la santé de l'homme.

Les résultats qui suivent sont obtenus après calcul du poids de chaque filtre avant et après prélèvement. Les deux photos présentent l'état d'un filtre de fractionnement par coupure et le grand filtre.



**Figure N° 25** : Photo d'un filtre de fractionnement granulométrique après prélèvement.





**Figure N° 26:** photo du grand filtre après prélèvement.

L'analyse visuelle montre que les couches des particules collectées sur les filtres lors des prélèvements des  $PM_{10}$  ont une souvent de couleur marron et/ou grise dénotant la présence de particules de la croûte terrestre et de resuspension .les particules riches en suies qu'on recueille habituellement en milieu urbain sont plutôt noires .

## V.2 Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en $PM_i$

### V.2.1 Teneurs des particules

L'évolution temporelle des teneurs en  $PM_{10}$  enregistrée le long de ce travail est illustrée graphiquement sur les figures 27 et 28.

Cette évolution est caractérisée par les paramètres statistiques rapportés sur le tableau 3.

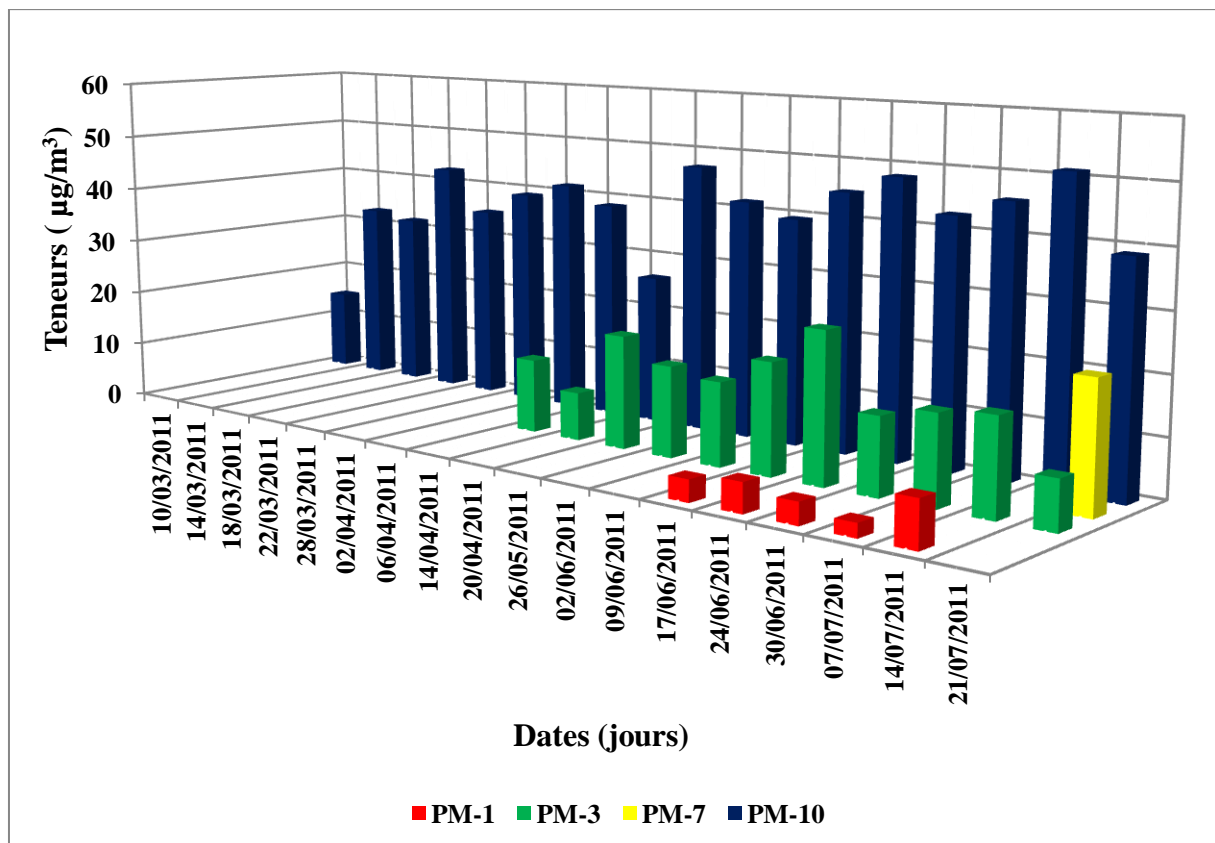
**Tableau N° 3:** Valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en  $PM_i$ .

Classe granulométrique	Extrême ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Minimum ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Ecart type ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$PM_1$	7,4	0,5	2,7	0,9
$PM_{1,5}$	8,7	2,2	5,2	2,8
$PM_3$	19,7	8,4	13,3	3,2
$PM_7$	41,7	12,3	28,8	9,1
$PM_{10}$	75,7	14,6	38,7	12,5

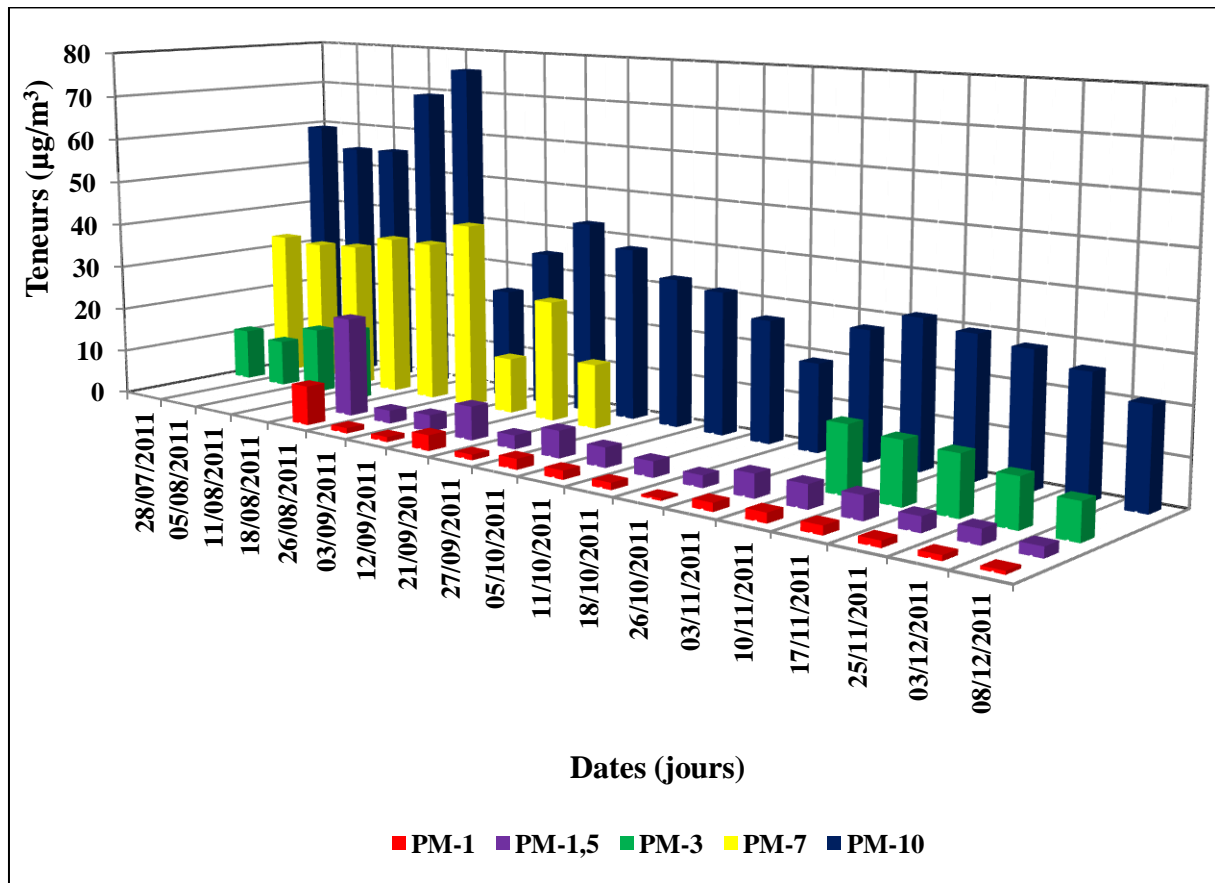
Les teneurs journalières en  $PM_{10}$  varient de  $14,6\mu g/m^3$  à  $75,7\mu g/m^3$ . La teneur moyenne enregistrée était de  $38,7\mu g/m^3$ . Cette valeur excède aux teneurs limites annuelles des  $PM_{10}$  pour la protection de la santé humaine ( $20\mu g/m^3$  pour 2010) établies dans le cadre de la nouvelle directive Européenne pour l'évaluation et le management de la qualité de l'air ambiant [92].

Le domaine de dispersion des concentrations des  $PM_{10}$  dans l'air, s'étale sur un rayon de  $12,5\mu g/m^3$  par rapport à la teneur moyenne de  $38,7\mu g/m^3$ .

Les moyennes annuelles des particules respirables  $PM_3$  et des particules très fines  $PM_1$  s'élèvent respectivement à  $13,3\mu g/m^3$  et  $2,7\mu g/m^3$ .



**Figure N° 27 a:** Evolution journalière des teneurs atmosphériques en particules inhalables  $PM_{10}$ .



**Figure N° 28 b:** Evolution journalière des teneurs atmosphériques en particules inhalables PM<sub>10</sub>.

L'échantillonnage a été interrompu du 21 avril au 25 mai à cause de problèmes techniques rencontrés par la coupure successive du courant électrique dans cette zone rurale.

Les résultats montrent qu'il existe, comme c'est souvent le cas en pollution de l'air, une importante fluctuation temporelle.

Si on compare la teneur moyenne en PM<sub>10</sub> enregistrée durant cette étude à celle mesurée en 2008 au niveau d'un site semi urbain qui n'est pas exposé directement aux émissions du trafic routier [93], on relève une diminution de l'ordre de 13%.

### V.2.2 Influence des facteurs météorologiques sur les PM<sub>10</sub>

La comparaison des jours de fortes teneurs en PM<sub>10</sub> à ceux de faibles teneurs, permet de mettre à l'évidence l'influence des facteurs météorologiques (vitesse et direction du vent, précipitation, ...) et de l'activité humaine sur la concentration des particules dans l'air.

En se basant sur les données météorologiques (température, vitesse des vents et précipitation) fournies par l'Office National de Météorologie de Dar El Beida [94], nous constatons que certaines séquences de pollution en particules fines sont liées à l'évolution des paramètres météorologiques (figure 29). On distingue à cet effet les trois périodes suivantes :

#### I- Période du mi-mars 2011 à fin Mai 2011

Les conditions météorologiques qui caractérisent cette période sont :

- Une température moyenne relativement élevée (17,64 °C).
- Absence de précipitation durant les journées de prélèvement (excepté les journées du 10 et 28/03/2011 et du 20/04/2011).
- Des vitesses de vent qui varient entre 0,9 et 5,6 m/s.

Cette situation génère des niveaux de pollution relativement élevés par les PM<sub>10</sub>, soit une moyenne quotidienne de 34,9 µg/m<sup>3</sup>.

#### II - De Juin à fin Août 2011

Cette période est caractérisée par des températures moyennes élevées, dépassant les 25 °C dans la plupart des journées de prélèvement. Des précipitations nulles dans quasiment tout les jours et des vitesses de vents variables entre 0,4 à 6,4 m/s (figure 29). On est ainsi en présence de vents faibles à moyens qui ne favorisent que peu la dispersion, cet effet conjugué à l'absence de précipitation, qui ne donnent pas lieu au phénomène de lessivage de l'atmosphère et aux températures assez élevées qui favorisent la formation photochimique de particules secondaires, entraîne alors une pollution particulaire assez forte (51,3 µg/m<sup>3</sup>).

### III- De septembre 2011 à mi-décembre 2011

Contrairement à la période précédente, cette période est caractérisée par :

- Des températures quotidiennes moyennes à faibles (17,4 °C en moyenne).
- La présence de pluie.

Cette situation ne favorise pas l'accumulation des polluants et on s'attend à une nette diminution des niveaux. A ces effets de réduction de la pollution, s'opposent toutefois des faibles vitesses de vent (de l'ordre de 1,8 m/s) de façon que globalement on enregistre qu'une diminution assez réduite des niveaux de pollution (27,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne).

Il est clair que les activités humaines en se ralentissant ou en s'accroissant peuvent se superposer aux effets de la météorologie.

Cette étude de l'évolution saisonnière des teneurs en  $\text{PM}_{10}$  que nous représentons en figure 29 montre donc que c'est en été qu'on enregistre les teneurs moyennes les plus élevées. Ceci s'explique comme signalé auparavant, par l'augmentation en été de la resuspension, la conversion des particules secondaires, l'érosion des sables de la mer et les activités humaines qui s'accroissent dans cette zone touristique.

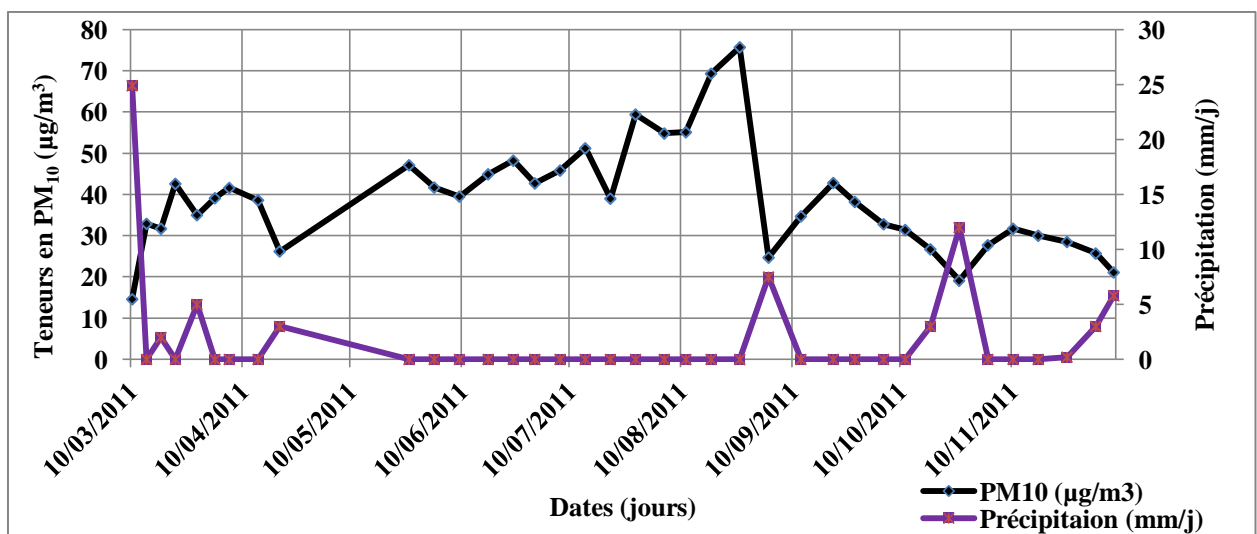
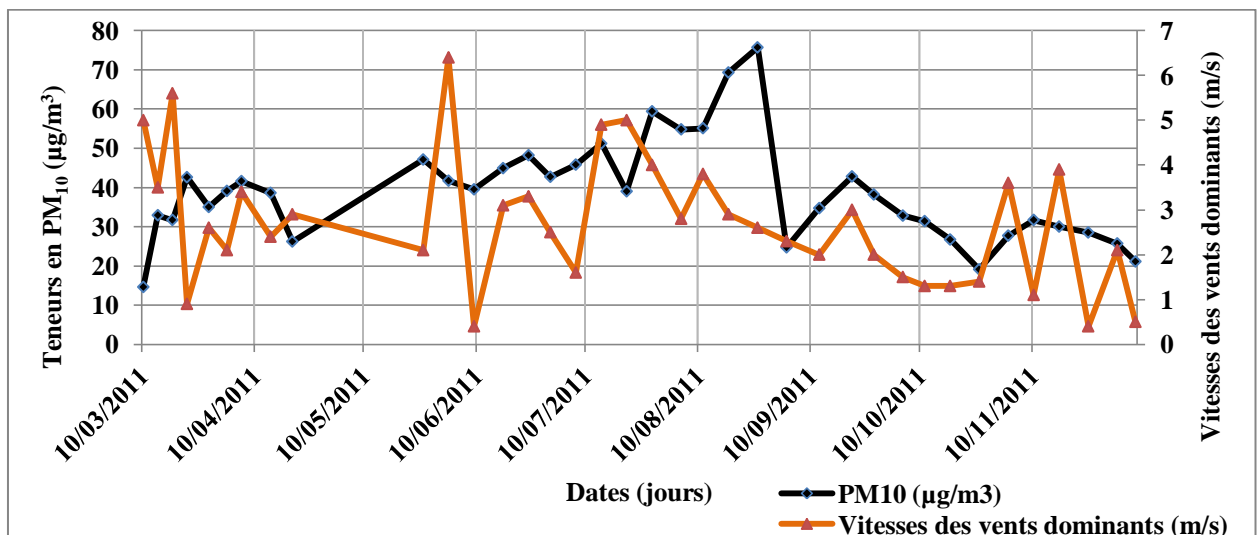
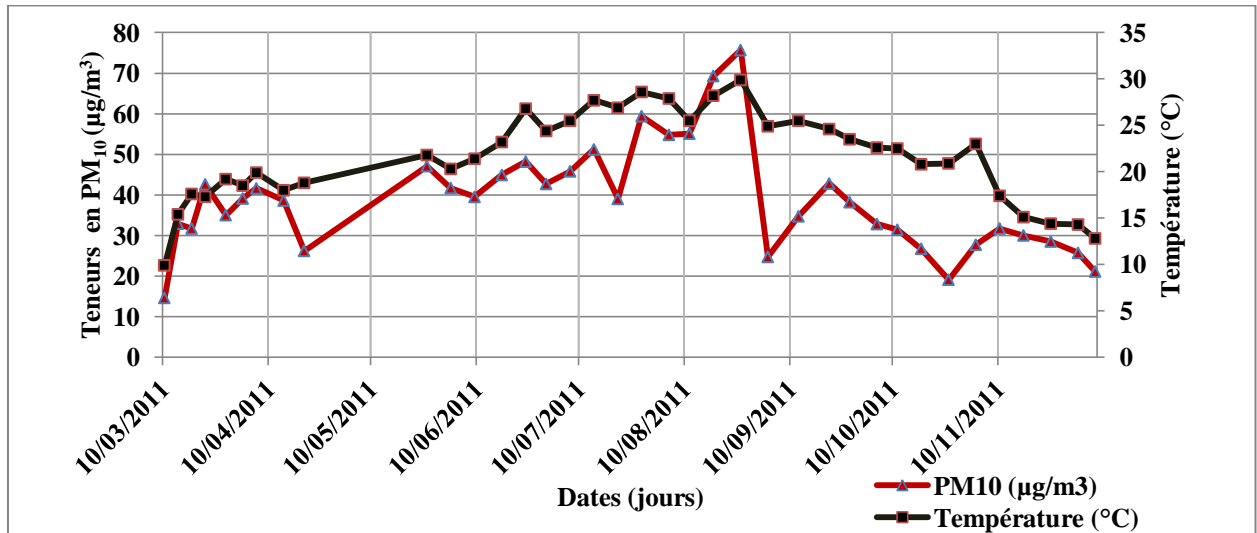


Figure N° 29: Influence de la météorologie sur la pollution de l'air par les particules fines PM<sub>10</sub> en site rural à Larhat, Tipaza.

### V.2. 3 Distribution massique des PMi

La contribution, en pourcentage massique, des différentes classes granulométriques à l'ensemble des particules inhalables est illustrée en figures 30 et 31. Cette répartition montre que ce sont surtout la fraction des particules très fines ( $d < 1,5\mu\text{m}$ ) et à un degré moindre, la fraction des particules grossières et moyennement grossières ( $3 < d < 7\mu\text{m}$  et  $7 < d < 10\mu\text{m}$ ), qui accusent les fractions massiques les plus élevées, soit 33 et 41 % respectivement.

On relève par ailleurs que de (19%) des  $\text{PM}_{10}$  sont des particules alvéolaires d'un diamètre inférieur à  $3\mu\text{m}$  et qu'un peu plus du tiers des  $\text{PM}_3$  est constitué de particules très fines de diamètre inférieur à  $1\mu\text{m}$ .

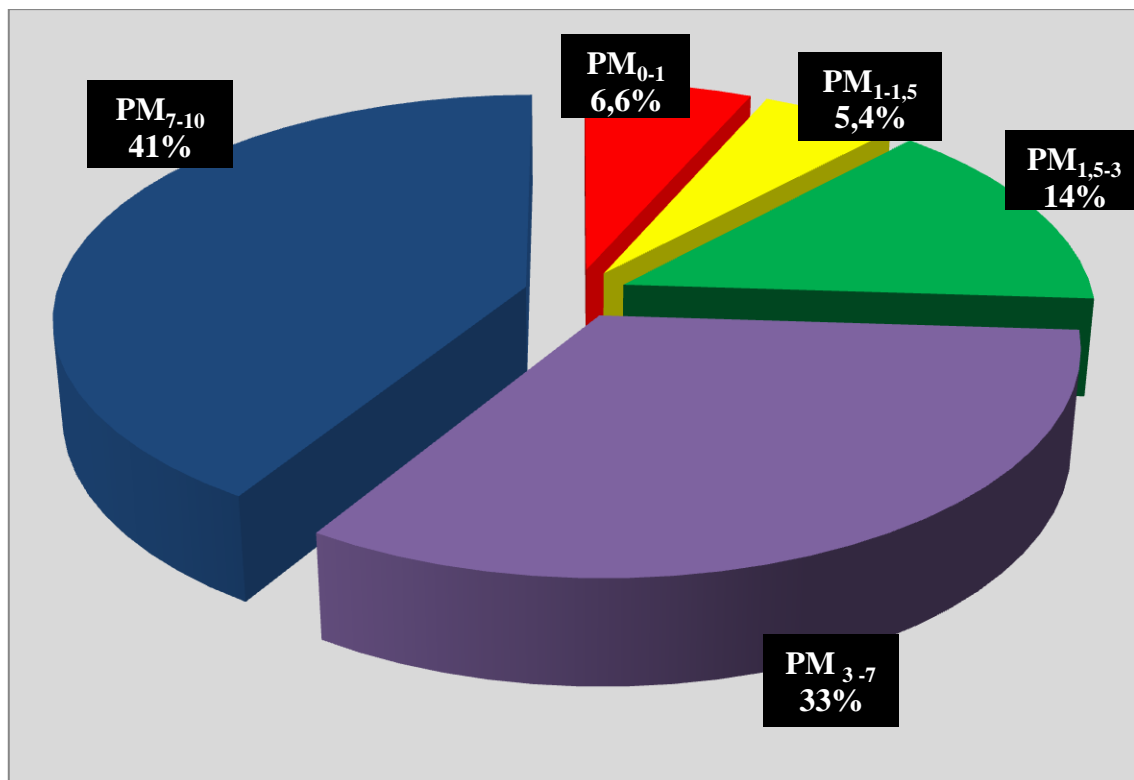


Figure N° 30 a: Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.

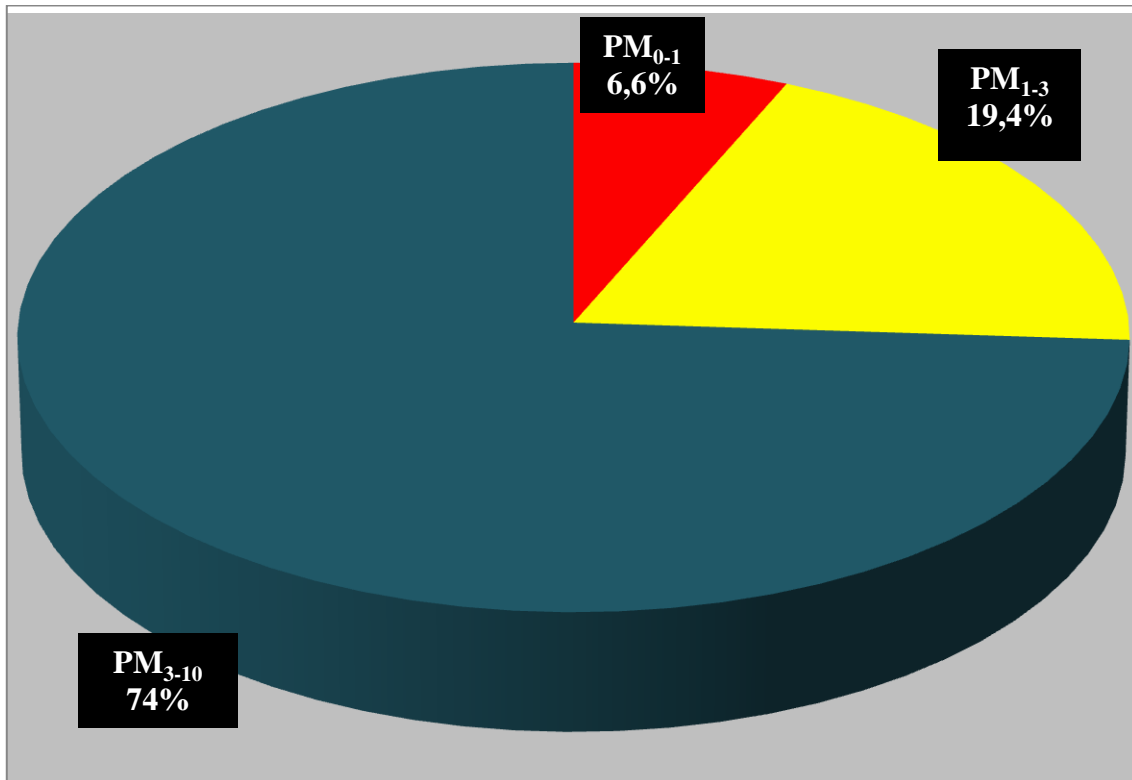


Figure N° 31 b: Contribution massique des particules collectées par classe granulométrique.

#### V.2.4 Loi de distribution des classes conventionnelles PM<sub>i</sub>

Dans le but de déterminer la tendance la plus représentative de l'évolution temporelle de la pollution particulaire au niveau de Larhat, nous avons étudié les distributions des fréquences des teneurs journalières en particules fines. Ces distributions sont présentées pour les classes PM<sub>1</sub>, PM<sub>3</sub> et PM<sub>10</sub> en figure 32.

Les teneurs journalières moyennes en PM<sub>1</sub>, PM<sub>3</sub> et PM<sub>10</sub>, tendent respectivement vers les valeurs centrées 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .



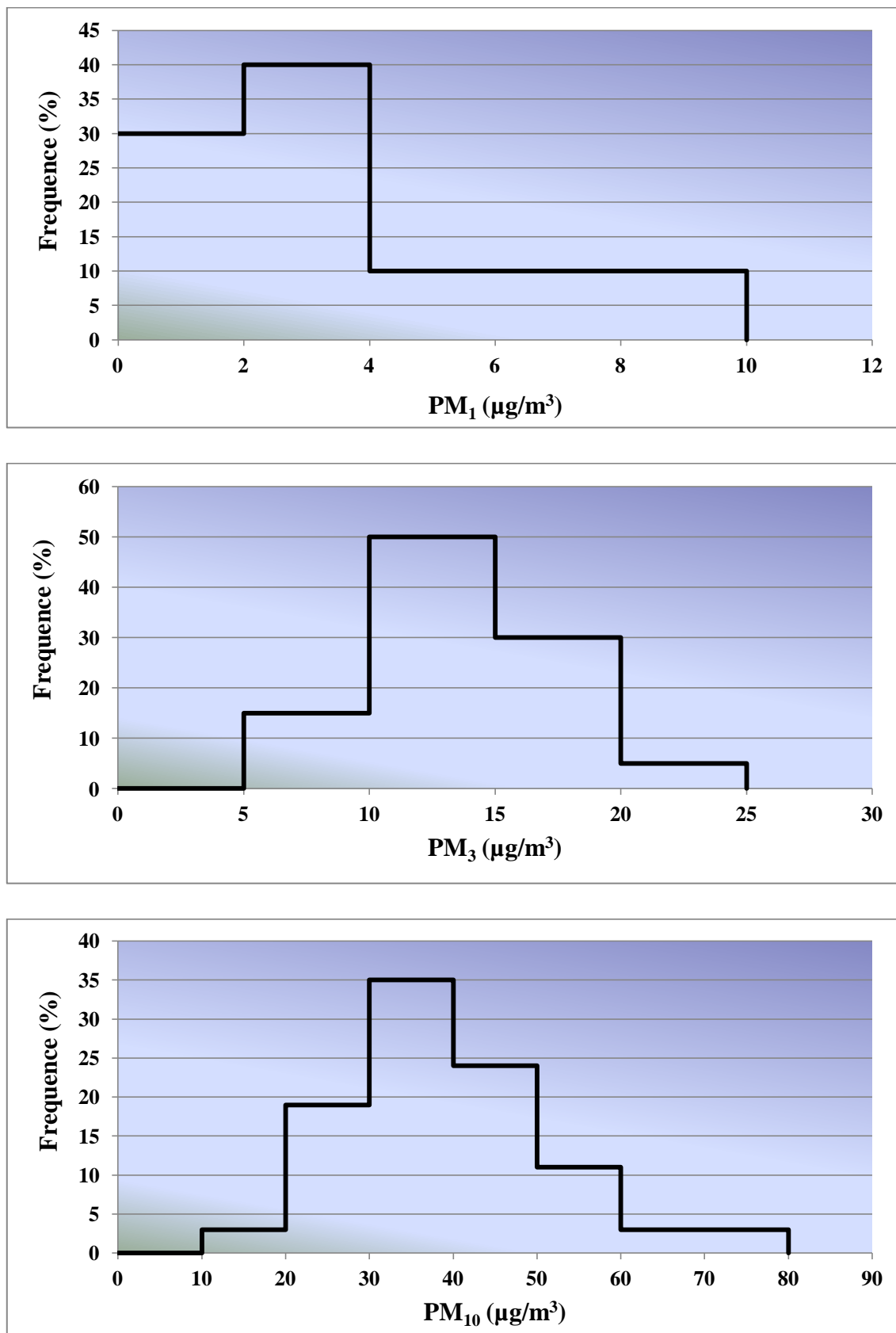


Figure N° 32: Distribution des fréquences journalières en fonction des teneurs des particules prélevées.

L'écart type, considéré comme étant un indicateur de dispersion des valeurs enregistrées par rapport à leur moyenne, il est caractérisé par des valeurs assez élevées ceci peut être expliqué par la grande fourchette de variation des teneurs, qui est probablement liée aux facteurs météorologiques instables d'une journée à une autre. Néanmoins ces mêmes valeurs peuvent être considérées comme étant relativement faibles, notamment si celles-ci sont comparées par rapport à celles des autres études effectuées dans un site semi urbain à Alger durant la période 2008[93].

Dans plusieurs études épidémiologiques relatives aux effets des particules sur la santé, les taux de pollution sont indiqués par les valeurs des percentiles, notamment les P<sub>5</sub>, P<sub>75</sub> et P<sub>90</sub>. Les percentiles issus de notre étude sont présentés en tableau 4.

Le percentile permet de définir la vulnérabilité de la qualité de l'air. Il est relatif, il peut varier d'un pays à un autre. En suède par exemple, la valeur limite est le P<sub>98</sub> des moyennes journalières et qui s'élève à 100 µg/m<sup>3</sup>[95], alors qu'aux états unis la valeur limite est le P<sub>99</sub> des teneurs maximales journalières sur 3 ans, et qui est de 150 µg/m<sup>3</sup>[92].

Dans notre cas, le percentile P<sub>98</sub> s'élève à 75,7 µg/m<sup>3</sup>, ce qui signifie que 98% des teneurs atmosphériques en PM<sub>10</sub> sont inférieures à 75,7 µg/m<sup>3</sup>. Cette valeur est inférieure à la valeur limite fixée en Suède.

**Tableau N° 4:** Données statistiques relatives aux niveaux de pollution par les PM<sub>i</sub>.

Paramètres	PM <sub>1</sub>	PM <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>
Min	0,5	8,4	14,7
Max	8,7	19,7	75,7
Ecart type	0,9	3,2	12,5
Moyenne	2,7	13,3	38,7
Médiane*	1,9	14,5	39
Mode**	1,5	14,4	35
Percentile*** 5	0,7	10,4	21,1
Percentile75	3,8	15,8	47,1
Percentile 90	5,1	16,2	55,1
Percentile 98	8,7	19,7	75,7

\* : une teneur médiane représente une valeur qui doit être supérieure à 50 % des teneurs enregistrées et par conséquent 50 % de celles-ci lui soient aussi inférieures.

\*\* : un mode dans ce cas représente la teneur ayant la plus grande fréquence journalière, autrement dit c'est la teneur enregistrée le plus grand nombre de fois.

\*\*\* : un percentile x ( $P_x$ ) dans notre cas représente une teneur dont x % des teneurs enregistrées lui soient inférieures.

### V.2.5 Distribution granulométrique des particules fines

La granulométrie des particules qui est indexée par un diamètre « équivalent » est un paramètre important dans la détermination des propriétés, des origines et des effets des particules fines sur la santé et sur l'environnement.

L'étude de la distribution granulométrique permet de déterminer certains paramètres et caractéristiques qui caractérisent les particules du site étudié [96].

A partir des données expérimentales, il est possible de déterminer :

- Le diamètre médian  $d_{50}$  de la masse médiane qui correspond au diamètre de la fraction granulométrique ayant 50% de la masse des  $PM_{10}$ . Ce diamètre est important dans la caractérisation des particules inhalables et permet parfois, par comparaison avec les données recueillies en divers sites de retrouver le type de source émettrice de particules.
- La teneur atmosphérique en particule respirables, les  $PM_{2,5}$ . Dans le cas de notre échantillonneur (HVS- $PM_{10}$ ), cette classe conventionnelle n'est pas accessible expérimentalement, puisque le cascadeur ne donne que la fraction  $PM_3$  qui est naturellement très proche de la fraction  $PM_{2,5}$ . Cette fraction est importante à déterminer car elle permet d'effectuer des études comparatives et d'avoir exactement le niveau de la pollution qui atteint les sites alvéolaires du système respiratoire.

#### a) Détermination du diamètre médian « $d_{50}$ »

Le diamètre médian  $D_{50}$  est obtenu à partir de la représentation graphique de la fonction masse cumulée  $MC = f(D_p)$ . Il est à noter que cette fonction est représentée sur un repère Log-probabilité (les diamètres des particules  $D_p$  sur l'axe des ordonnées en échelle logarithmique et le pourcentage de la masse cumulée des particules ayant un diamètre inférieur ou égal à  $D_p$  sur l'axe des abscisses en échelle probabilité) [96].

Les résultats expérimentaux qui vont servir à construire le graphe de cette fonction, sont résumés dans le tableau 5. La figure 34 illustre le graphe log-probabilité (100 -masse cumulée en % en fonction du diamètre de l'étage) que nous avons ainsi obtenu.

**Tableau N° 5:** Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique

<b>Etage Andersen</b>	<b>Masse collectée par étage (mg)</b>	<b>Masse cumulée* (mg)</b>	<b>% massique cumulé</b>	<b>100-% massique</b>	<b>Diamètre de l'étage (µm)</b>
<b>1</b>	13,9	13,9	24,6	75,4	7,00
<b>2</b>	21,7	35,6	65,7	34,3	3,00
<b>3</b>	11,3	46,9	86,5	13,5	1,50
<b>4</b>	3,6	50,5	93,2	6,8	1
<b>5</b>	3,7	54,2	100	0	0,01

(\*) Masse des particules de diamètre supérieur au diamètre de l'étage.

Le diamètre aérodynamique moyen  $d_{50}$  tiré à partir de la droite du graphe s'élève à  $4,4\mu\text{m}$ . En d'autres termes 50 % de la masse des particules  $\text{PM}_{10}$  ont un diamètre inférieur à  $4,4\mu\text{m}$ . Ce dernier est supérieur au diamètre des particules urbaines mesurées en différents sites d'Alger. [97, 98, 99]. Dans plusieurs villes européennes, le  $d_{50}$  est en général en dessous de la valeur de 2 pour un site urbain [96].

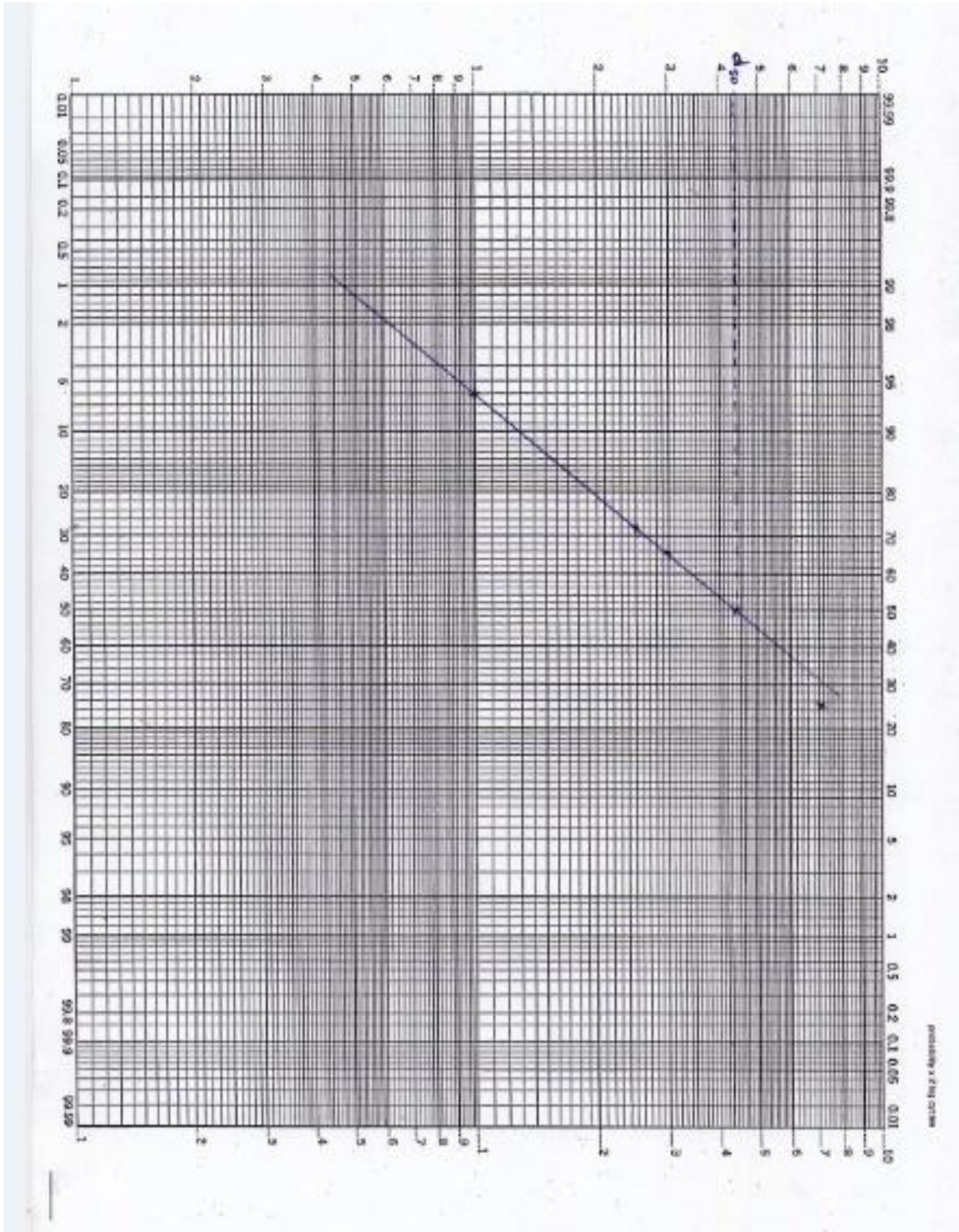


Figure N° 33: Diagramme Log-probabilité de la masse cumulée des particules en fonction du diamètre.

### b) Détermination de la teneur des particules en $PM_{2,5}$

A partir du diagramme log-probabilité de la figure 33, on obtient pour les  $PM_{2,5}$  une teneur atmosphérique de  $12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , donc les  $PM_{2,5}$  constituent 91% des  $PM_3$ .

Ainsi, l'erreur commise en assimilant les teneurs en  $PM_3$  à celles des  $PM_{2,5}$  n'est pas grande et il est de ce fait possible de considérer la fraction  $PM_3$  comme étant représentative de la fraction de particules respirables.

$$PM_{2,5}/ PM_3 = 0,91$$

En résumé les niveaux de pollution atteints durant la période étudiée sont :

- Particule inhalables  $PM_{10} = 38,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- Particules respirables  $PM_{2,5} = 12,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .
- Particules très fines  $PM_1 = 2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

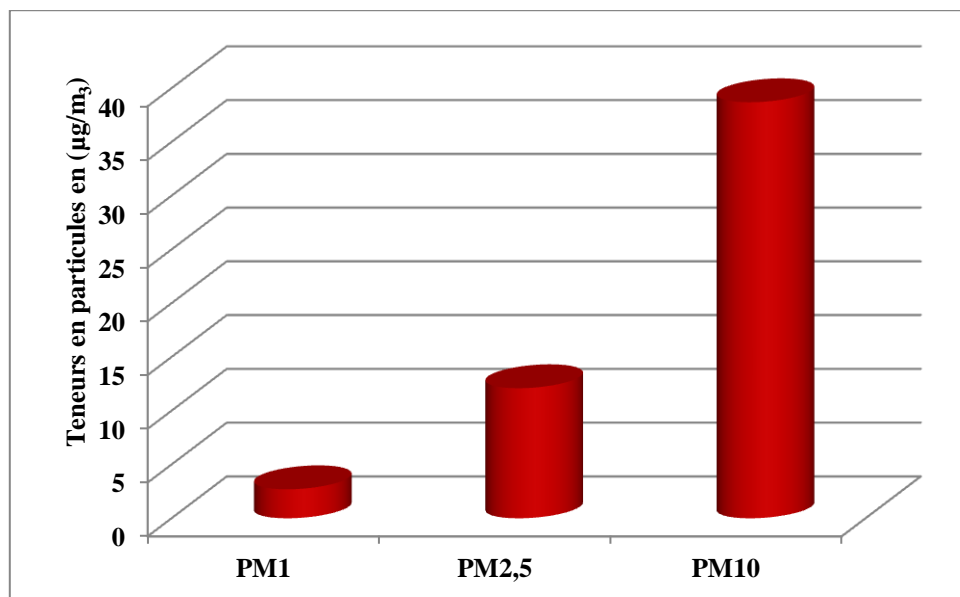


Figure N° 34: Teneurs moyennes des trois classes granulométriques  $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ .

### c) Détermination du mode de formation des particules

Les fines et les grosses particules sont mieux différenciées par leur mode de formation [100], ainsi et dans le but d'étudier et de comprendre cette différence au sein de notre site à Larhat nous devons tracer la fonction  $\Delta m / \Delta \text{Log}(D_p) = f(D_p)$  [101].

Avec :

$\Delta m$  : la masse des particules retenues entre deux étages successifs de l'échantillonneur  $\Delta \text{Log}$

(Dp) : est une valeur qui est calculée comme suite :

$$\Delta \text{Log (Dp) Etage } i = \text{Log (Dp) Etage } i-1 - \text{Log (Dp) Etage } i$$

Le calcul de ces deux variables figure dans le tableau 6.

**Tableau N°6:** Données utilisées pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules.

I	Classe ( $\mu\text{m}$ )	$\Delta \log (\text{dp})$	$\Delta m (\mu\text{g}/\text{m}^3)$	$\Delta m / \Delta \log (\text{dp})$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
1	7-10	0,36	13,9	38,6
2	3-7	0,85	15,5	18,2
3	1,5-3	0,69	8,1	11,7
4	1-1,5	0,41	2,5	6,1
5	0,01-1	4,61	2,6	0,6

Sur la base des données figurant dans le tableau 6 on représente graphiquement la fonction  $\Delta m / \Delta \text{Log (Dp)} = f(\text{Dp})$  sur un repère semi-logarithmique (les diamètres Dp sur l'axe des abscisses en échelle logarithmique et  $\Delta m / \Delta \text{Log (Dp)}$  sur l'axe des ordonnées en échelle arithmétique), nous obtenons le graphe illustré par la figure 36. Le résultat obtenu est un tracé qui permet d'avantage de prédire le nombre de modes qui existent dans la distribution massique des particules.

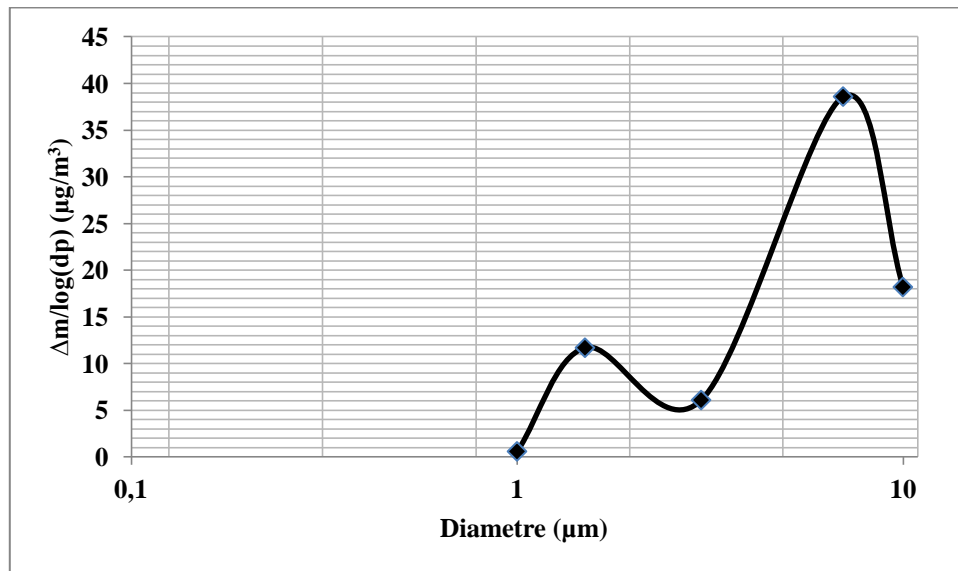


Figure N° 35: Distribution massique des particules en fonction de leur diamètre

Il en résulte ainsi une courbe de distribution bimodale des particules fines étudiées à Larhat qui est centrée autour des diamètres de 7 et 1,5  $\mu\text{m}$ . Certaines études mentionnent des distributions similaires alors que d'autres travaux qui ont étudiés un grand nombre de classes granulométriques, en particulier dans le domaine compris entre 0 et 1  $\mu\text{m}$ , aboutissent à une distribution tri modale où le troisième mode apparaît vers 0,1  $\mu\text{m}$  [96,102,103]. Il est clair que plus on dispose d'étages dans le cascadeur, plus on a de détails sur la distribution.

#### V.2.6 Corrélation entre les teneurs massiques des différentes classes des particules

Afin de mieux comprendre l'évolution des classes granulométriques ciblées par l'étude, et pour permettre de distinguer les différentes sources et mécanismes de formation, nous allons traiter les corrélations entre différents couples de  $\text{PM}_i$ .



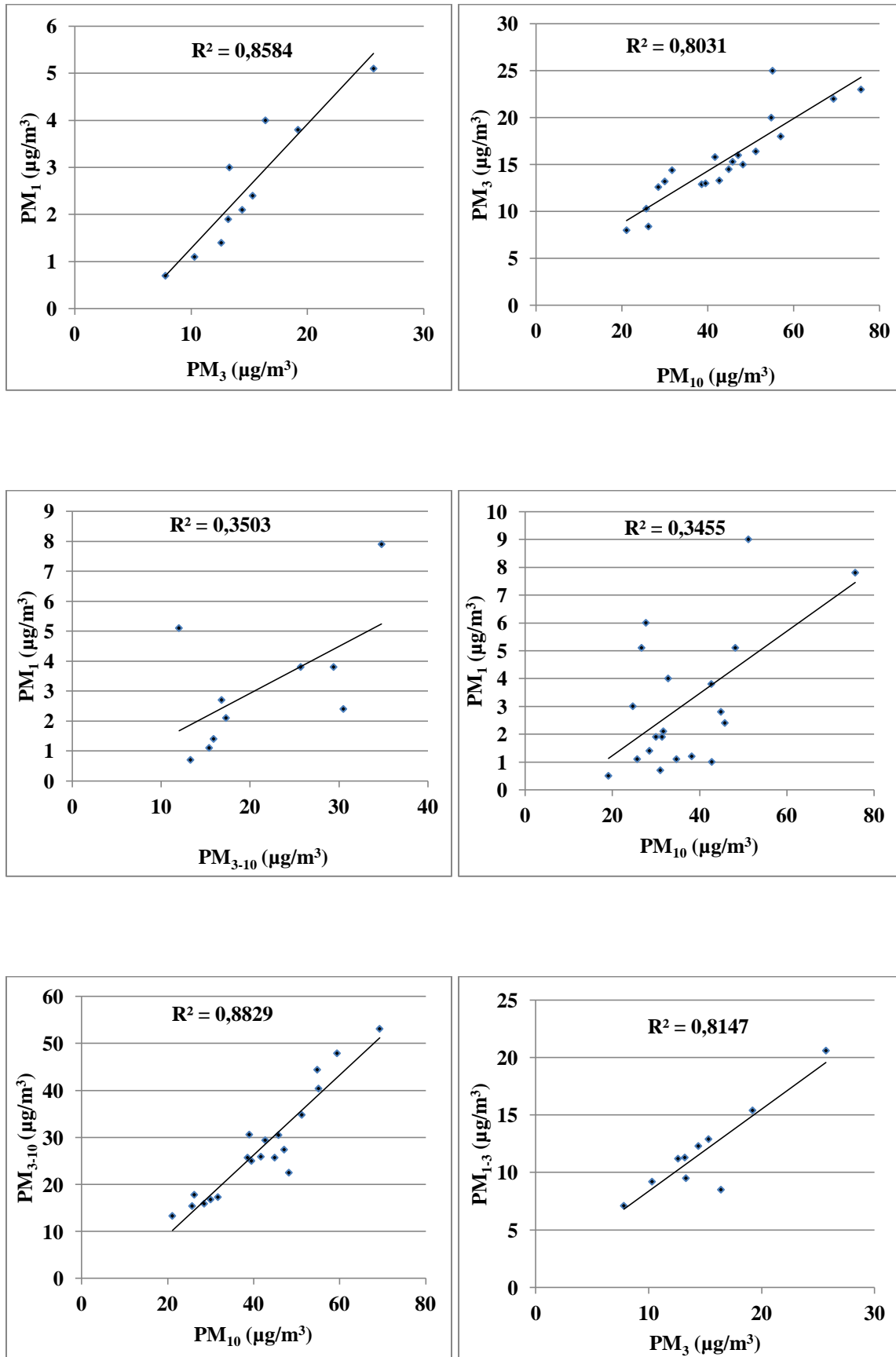
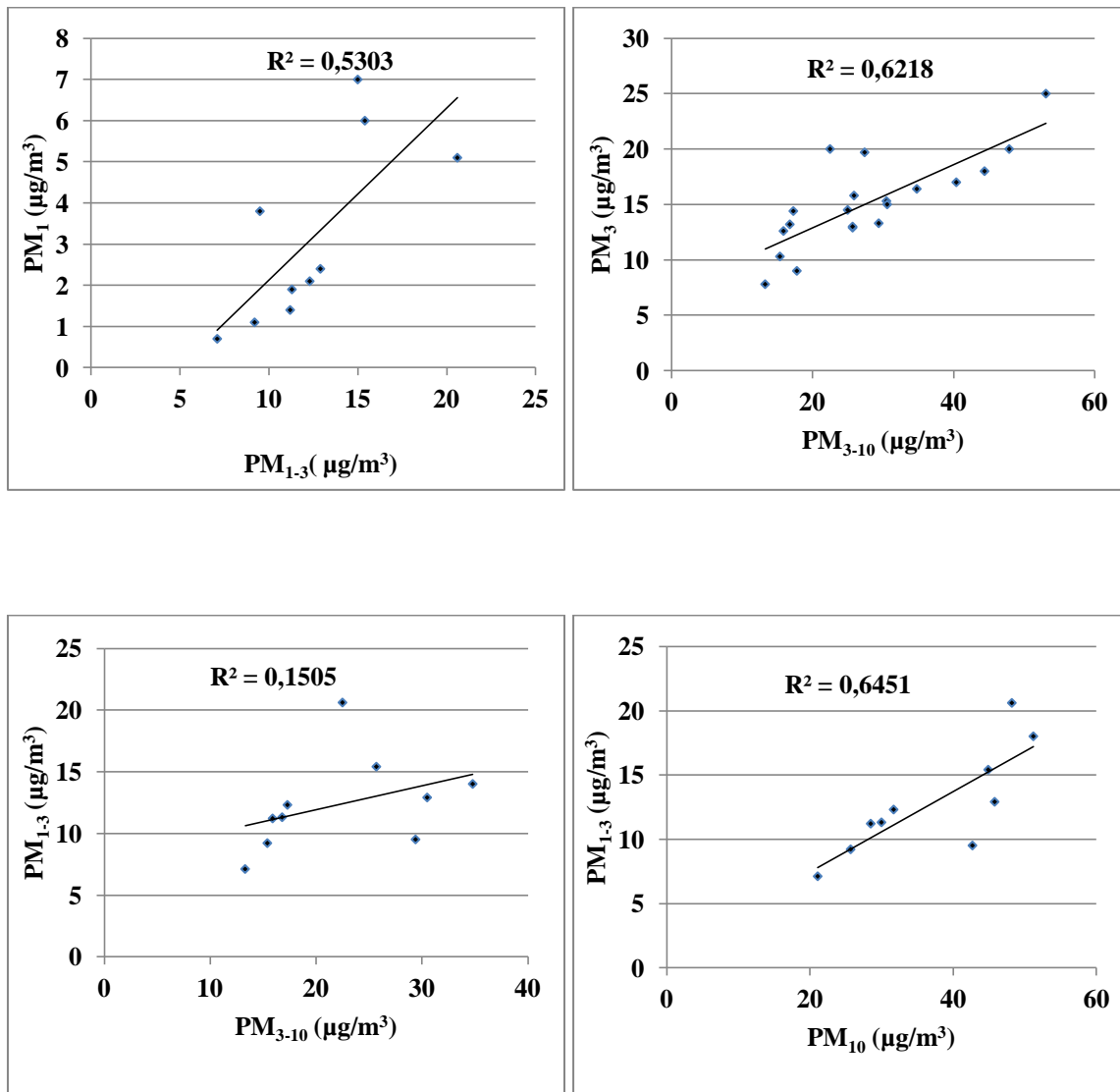


Figure N° 36 a: Corrélation entre les teneurs des différentes  $PM_i$



**Figure N° 37b:** Corrélation entre les teneurs des différentes  $PM_i$

Avec des facteurs de corrélations avoisinant 0,858 et 0,814 pour les deux couples  $PM_1/PM_3$  et  $PM_{1-3}/PM_3$  respectivement, on constate que l'évolution des teneurs en  $PM_1$  est étroitement liée à l'évolution des teneurs en  $PM_3$ . Un résultat qui s'explique très probablement par le fait que ces particules fines ont les mêmes sources de pollution qui sont en générale les particules secondaires ou bien les sources de combustion comme le trafic routier [105,106].

Concernant les deux corrélations  $PM_{10}/PM_{1-3}$  et  $PM_{10}/PM_1$  les résultats indiquent des facteurs de corrélation faibles respectivement 0,645 et 0,345. Ce résultat suggère que la formation des  $PM_{10}$  est influencée par des sources de pollution autres que celles des  $PM_3$  et  $PM_1$ , telles que les sources de l'écorce terrestre. En effet l'érosion des sols engendre des particules grossières [107].

Les faibles facteurs de corrélation entre les couples  $PM_{3-10}/PM_1$ ,  $PM_{3-10}/PM_3$  et  $PM_{3-10}/PM_{1-3}$  qui sont estimés à 0,350, 0,621 et 0,150 respectivement sont encore une autre preuve qui indique que les particules fines pour lesquelles le diamètre est inférieur à  $3\mu m$ , ont des sources et des voies de formation totalement différentes de celles des grosses particules. Les  $PM_1$  et les  $PM_3$  véhiculent les suies très fines du trafic routier et les particules secondaires, alors que les autres sont liés à la resuspension et à l'érosion mécanique des sols.

Dans l'étude des corrélations entre les  $PM_{3-10}$  et les  $PM_3$  avec  $PM_{10}$ , on constate que les  $PM_{3-10}$  sont plus ou moins dépendantes des  $PM_{10}$  (une forte teneur en  $PM_{10}$  n'induit pas automatiquement une forte teneur en  $PM_1$ ).

Par contre les  $PM_1$  et les  $PM_3$  sont étroitement liés (meilleure corrélation qui est due probablement à la même origine des particules).

### **V.2.7 Ampleur de la pollution et comparaison avec les normes algériennes et internationales**

Pour situer l'ampleur de la pollution de l'air par les particules fines mesurée à Larhat, il est utile de comparer les niveaux observés aux normes et valeurs guides internationales.

La réglementation sur les  $PM_{10}$  est assez récente et n'existe que dans un nombre restreint de pays. Elle tend de plus en plus à remplacer l'ancienne réglementation qui régissait les TSP (particules totales en suspension). En ce qui concerne les  $PM_{2,5}$  qui ne font l'objet d'études que depuis quelques années et pour lesquelles il n'existe pas un historique de mesures, les seuils admissibles sont à l'état de projet et n'ont été définitivement adoptés qu'aux USA.

Le tableau 8 résume les normes et valeurs guides des  $PM_{10}$  en vigueur dans certains pays.

L'OMS qui a toujours considéré qu'il n'y a pas un seuil de sécurité en de ça du quel, il n'y aurait pas d'effets sur la santé [107], vient de promulguer de nouvelles recommandations dans sa très récente révision des normes [108]. Chose intéressante ces nouvelles directives s'adressent à toutes les régions du monde, alors que traditionnellement l'OMS établit des recommandations uniquement pour les pays d'Europe.

Pour l'Algérie qui a promulgué en 2006 un décret fixant les normes en matière de pollution atmosphérique (CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> et particules en suspension), le législateur utilise le terme vague de particules fines en suspension sans préciser s'il s'agit des particules totales en suspension (TSP de diamètre < 30µm) ou de PM<sub>10</sub>. Dans ce décret on retrouve un objectif de qualité de 50µg/m<sup>3</sup> et une valeur limite de 80µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle [109]. Actuellement pour les Etats membres de l'Union Européenne, l'émission de particules est réglementée par la « Directive 1999/30/CE du Conseil Européen de 22 avril 1999 qui fixe une limite journalière de 50 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub>, limite à ne pas dépasser plus de 7 jours par an, et à 20 µg/m<sup>3</sup> la concentration limite annuelle (limites à respecter à partir de 2010)[110].

Il a notamment été décidé d'adopter, dès 2010, des seuils de référence pour la présence de particules PM<sub>2,5</sub> dans l'air ambiant. Ces mesures sont plus ambitieuses que celles de la nouvelle directive européenne relative à la qualité de l'air ambiant adoptée le 11 juin 2008 et applicable en juin 2010 [111].

Une réglementation similaire des émissions de particules selon leur taille existe aussi aux Etats-Unis. Depuis les premières réglementations (1971) qui concernait la totalité des particules (TSP) – « total suspended particulate », les standards sont de plus en plus focalisés sur des particules plus petites. Ainsi, les dernières réglementations imposent la réduction de PM<sub>2,5</sub> de 60 µg/m<sup>3</sup> (standards établis en juillet 1997) à 35 µg/m<sup>3</sup> (21 septembre 2006, [EPA, 2006]) [112].

Tableau N° 7 : Normes et valeurs guides régissant les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>.

Pays	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Réf.
Union Européen -jusqu'à 2010	50µg/m <sup>3</sup> limite journalière à ne pas dépasser plus de 20 fois par an. 30µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle.	25µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle.	[110]
- à partir de 2010	50 µg/m <sup>3</sup> limite journalière à ne pas dépasser plus de 7 fois par an. 20 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle.	10µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 25µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	
Etats-Unis d'Amérique	50 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 150 µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	15µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 35µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	[112]
OMS	20 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 50 µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	10µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 25µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	[113]
Suisse	50 µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	20µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle.	[114]
Japon	100 µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.		[115]
Suède	100 P <sub>98</sub> de moyennes sur 24h.		[115]
Californie	20 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 50 µg/m <sup>3</sup> moyenne sur 24h.	12 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle.	[112]
France		15µg/m <sup>3</sup> objectif de qualité.	[116]
Algérie	80 µg/m <sup>3</sup> moyenne annuelle. 50 µg/m <sup>3</sup> objectif de qualité.		[109]

La figure 38 retrace graphiquement l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en  $PM_{10}$  et comparaison par rapport aux normes.

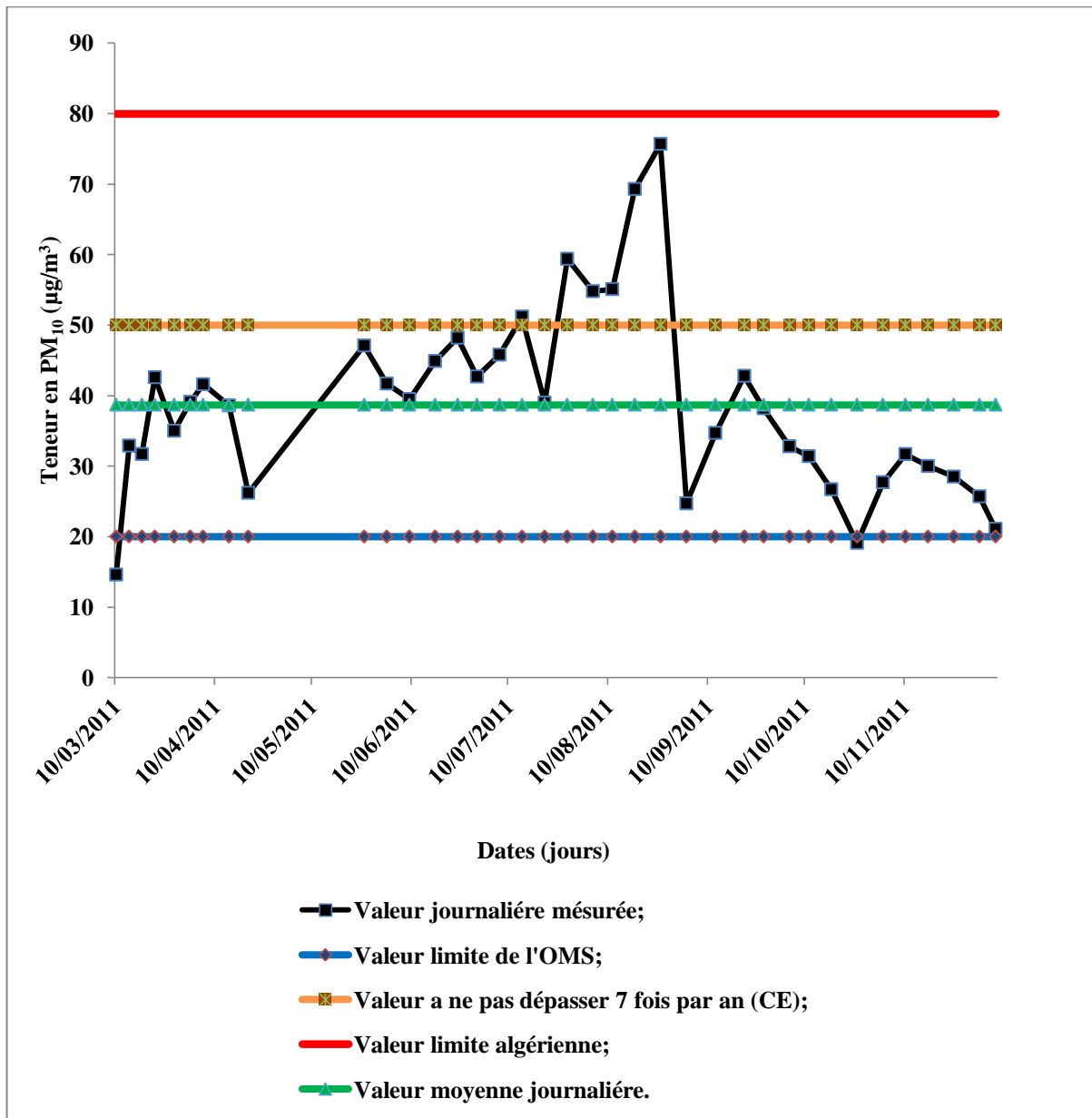


Figure N° 38 : Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en  $PM_{10}$  et comparaison par rapport aux normes.

La teneur moyenne en  $PM_{10}$  enregistrée dans cette étude dépasse les valeurs limites annuelles pour la protection de la santé humaine ( $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour 2010) établies dans le cadre de la Directive Européenne 1999/30/CE pour la qualité de l'air ambiant. Par ailleurs, 6 valeurs sur les 37 mesurées, dépassent la limite journalière ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) à ne pas dépasser plus de 7 fois par an, fixée par l'Union Européenne. En outre, aucune valeur, soit 0%, des jours étudiés sont inférieures à la valeur limite fixée par la réglementation algérienne ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) qui est vraiment très souple.

Les recommandations de l'OMS sont largement dépassées. La moyenne annuelle à Larhat est presque deux fois plus élevée que celle fixée par cette instance internationale.

La même situation prévaut pour les particules fines  $PM_{2,5}$  où les seuils-limites sont dépassés. Cette comparaison montre ainsi clairement que ce site rural de Larhat fait l'objet d'une intense pollution par les particules et ce quelque soit la classe granulométrique considérée.

Par rapport à ces normes, on constate qu'à Larhat, la pollution par les  $PM_{10}$  est élevée. Les seuils limites annuels préconisés par les pays occidentaux sont dépassés. La même constatation est faite pour les particules respirables ( $PM_{2,5}$ ) dont les niveaux moyens dépassent aussi bien les deux directives de l'OMS (le court terme et le long terme) que les normes américaines ou les recommandations d'Air par if. Le niveau de pollution en  $PM_{10}$  reste toutefois inférieur à la norme algérienne relative aux particules fines en suspension.

### **V.2. 8 La pollution particulaire à Larhat comparée à quelques sites algérois et étrangers**

Pour avoir un aperçu global sur l'évolution spatiale des taux de pollution par les particules en ce site rural, il est utile de comparer nos résultats avec ceux obtenus en d'autres sites d'Alger.

Le tableau 8 présente une comparaison intersites (semi-urbain, urbain ou trafic) des teneurs moyennes en  $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$ , et  $PM_{10}$  mesurées à Alger.

Tableau N° 8 : Comparaison des teneurs en PMi mesurées dans divers sites d'Alger.

Sites	Période	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>1</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Réf
<b>Larhat, Tipaza, (rural) Présente étude</b>	2011	38,7	12,1	2,7	-
<b>Bach-Djerrah, (urbain)</b>	2009	102,3	49,6	24,8	[97]
<b>Bouzareah, (semi urbain)</b>	2008	33,5	-	0,2	[93]
<b>DelyBrahim, (semi urbain)</b>	2007	27,0	17,1	14,8	[117]
<b>Place 1er mai, (urbain)</b>	2006	64,1	28,1	15,1	[99]
<b>Bab-Ezzouar, (urbain)</b>	2005	70,4	30,3	22,0	[98]
<b>ENP, (proximité)</b>	2003	75,2	36,1	25,9	[118]
<b>ENP, (proximité)</b>	2001	84,1	-	-	[119]

Cette étude comparative montre que : La pollution par les PM<sub>10</sub> enregistrée dans cette étude à Larhat est inférieure à celle mesurée dans les autres sites urbains (Bab Ezzouar, Bach-Djerrah, la place 1er Mai), et même le site de type station trafic. Par contre elle est légèrement supérieure à celle rencontrée en sites semi urbains d'Alger. Cette inquiétante pollution s'explique le moindre vent qui entraîne la mise en resuspension de particules marines secondaires et des émissions naturelles. Il y a aussi certainement l'apport des poussières provenant de grands axes routiers qui traversent la ville de Tipaza.

En l'absence de données publiées sur des villes de la rive sud de la Méditerranée qui du point de vue, infrastructure, parc automobile et climat se rapprochent le plus de notre site d'étude (sauf l'Espagne), nous avons essayé d'inclure dans cette comparaison des villes rurales du monde (tableau 10), Cette comparaison entre les teneurs en PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> mesurées montre aussi que Larhat accuse, en site rural qui n'est pas influencé par le trafic routier, des niveaux de pollution relativement élevés en particules inhalables (PM<sub>10</sub>) et alvéolaires (PM<sub>2,5</sub>).



Ainsi, les émissions naturelles de l'érosion terrestre (nudité des sols, aridité du climat, poussières diverses) contribuent fortement à la pollution de l'air par les particules en ce site rural.

**Tableau N° 9:** Comparaison des teneurs en PMi mesurées dans certains sites ruraux étrangers.

Site	Période	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Réf.
<b>Larhat, Tipaza, (rural) Présente étude</b>	2011	38,7	12,1	
Harwell (Angleterre)	2010	-	10,4	[120]
Toj (Espagne)	2010	31	14	[121]
Bertiz (Espagne)	2010	15,23	-	[122]
Auchencorth Moss (Scotland)	2009	-	3,4	[120]
Alberta, rural, (Canada)	2000	8,8	3,2	[123]
Hkit (Taiwan)	1999	36,64	25,65	[124]
Oporto (Portugal)	1998	20,05	15,35	[125]

### V.3 Etude des métaux lourds associés aux particules fines

Afin de caractériser la composition chimique en termes de métaux lourds, nous allons procéder à la détermination des teneurs et de la distribution des contributions massiques de ces derniers dans les différentes classes granulométriques étudiées.

L'étude des métaux lourds (Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, Cr, Ni et Co) véhiculés par les différentes classes granulométriques des particules fines a porté sur 20 échantillons, soit environ 45 fractions granulométriques.

Les figures N°V.39 à 46 représentent l'évolution des teneurs atmosphériques mesurées pour chaque métal dans les fractions PM<sub>1</sub>, PM<sub>1,5</sub>, PM<sub>3</sub>, PM<sub>7</sub> et PM<sub>10</sub>.

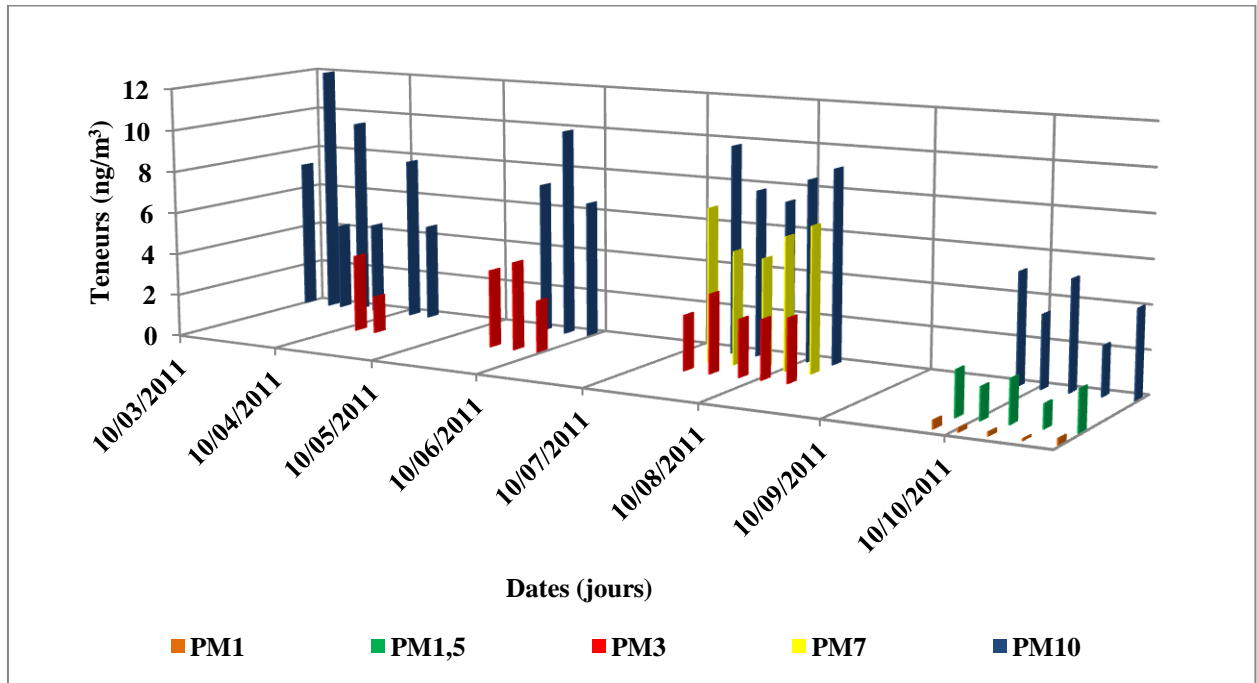


Figure N° 39 : Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Fer** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

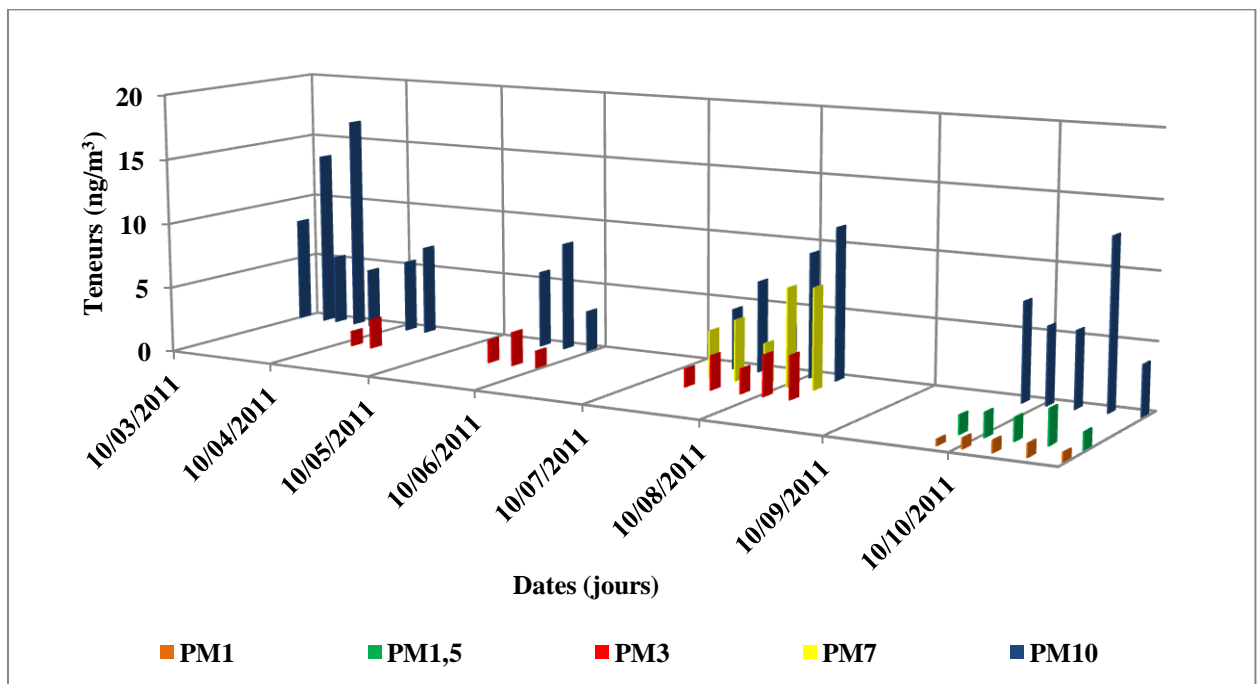


Figure N° 40: Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Cuivre** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

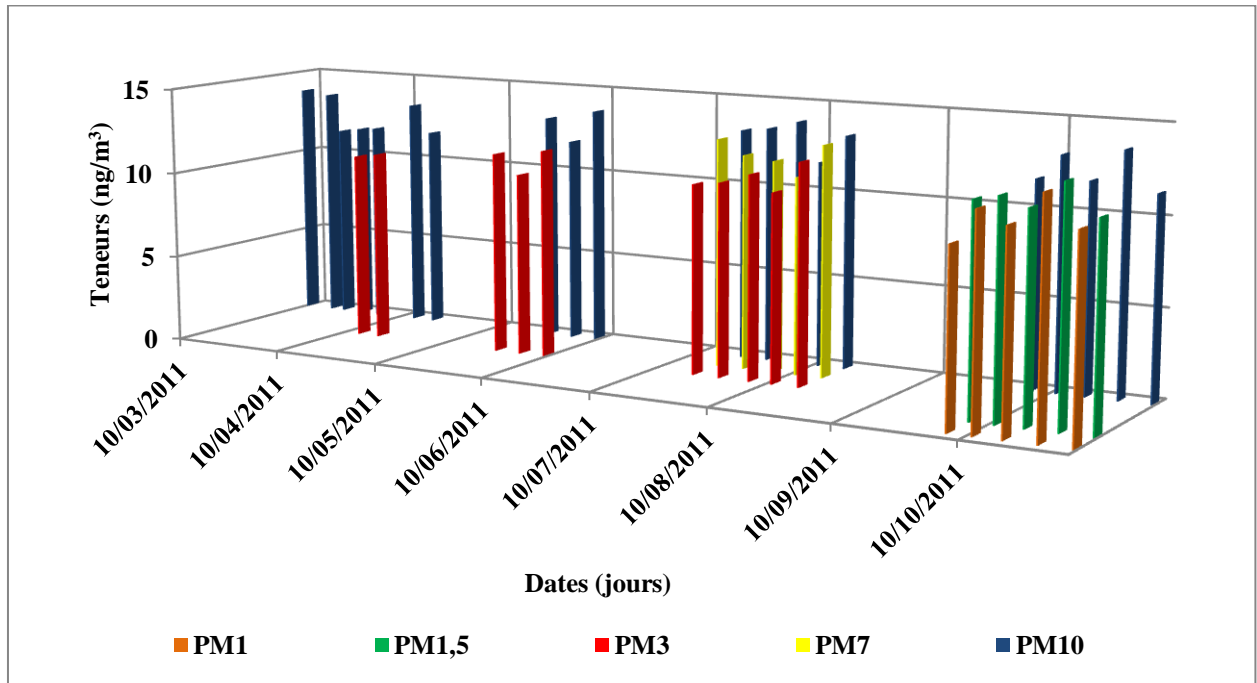


Figure N° 41 : Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Zinc** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

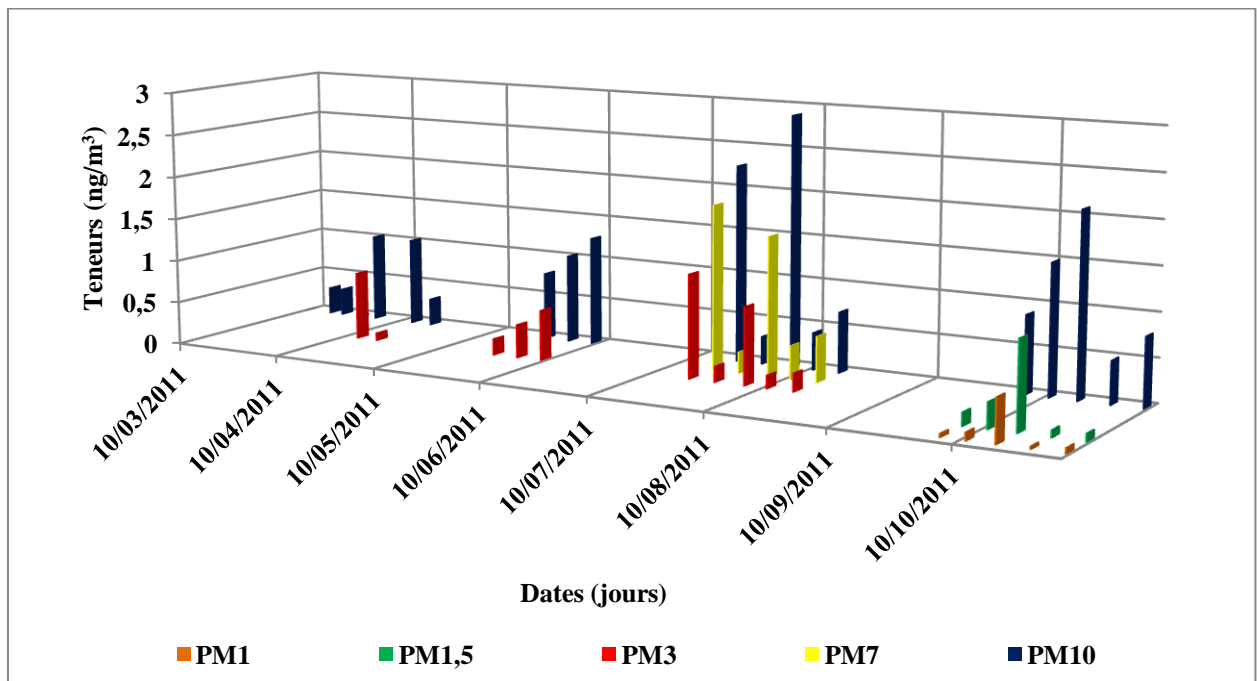


Figure N° 42 : Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Plomb** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

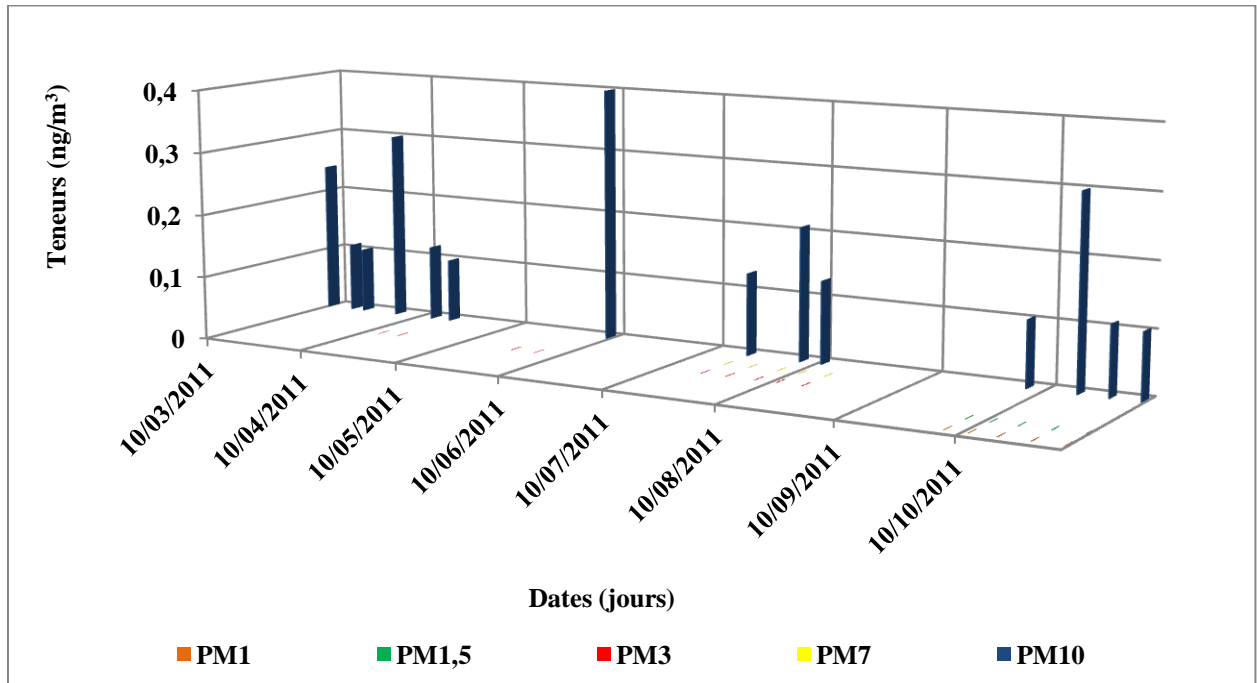


Figure N° 43: Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Cobalt** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

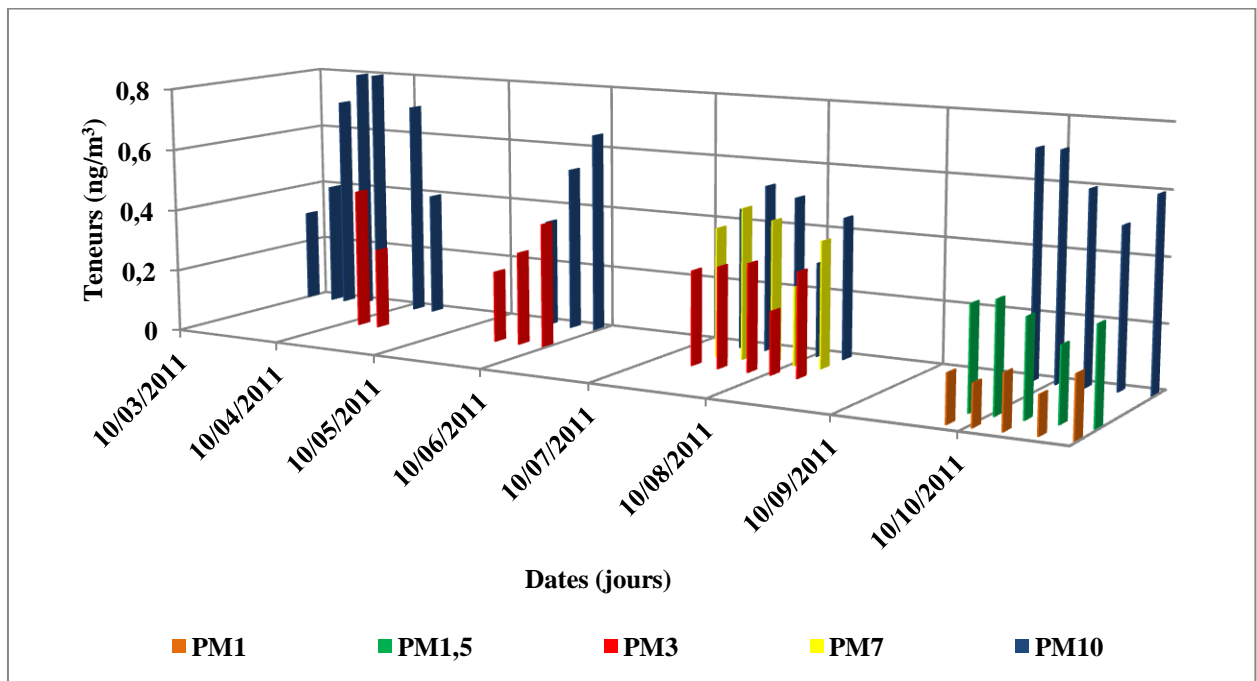


Figure N° 44: Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Manganèse** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

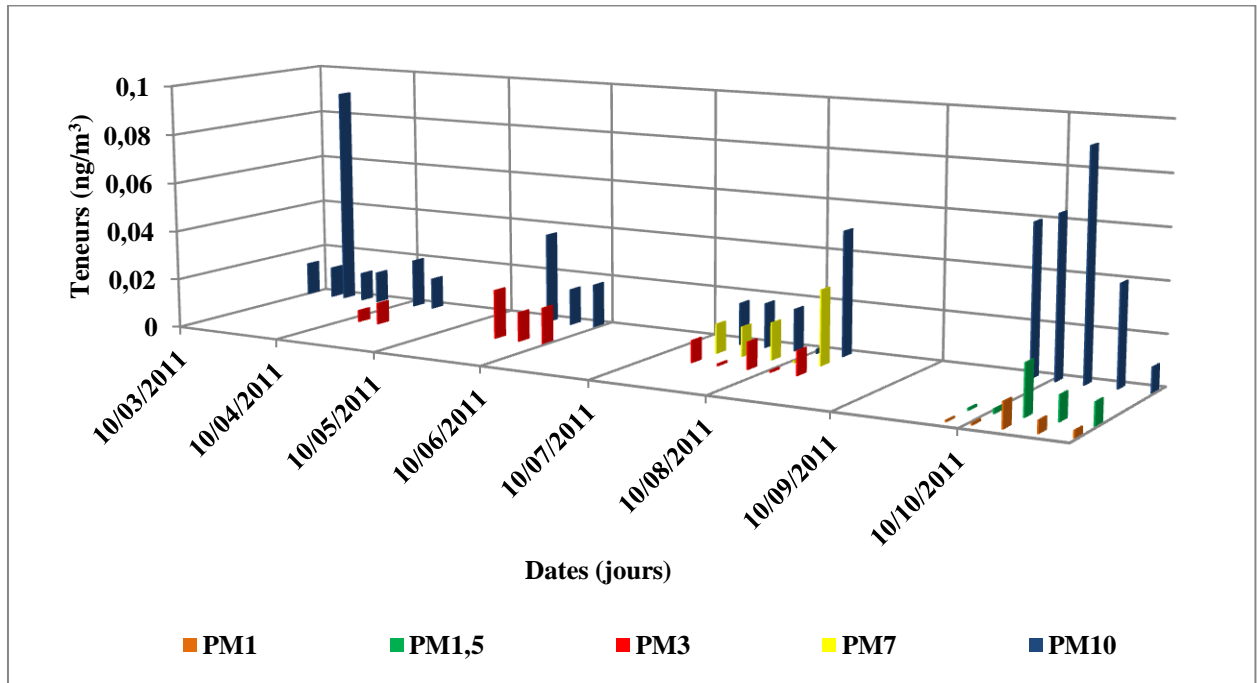


Figure N° 45: Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Nickel** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

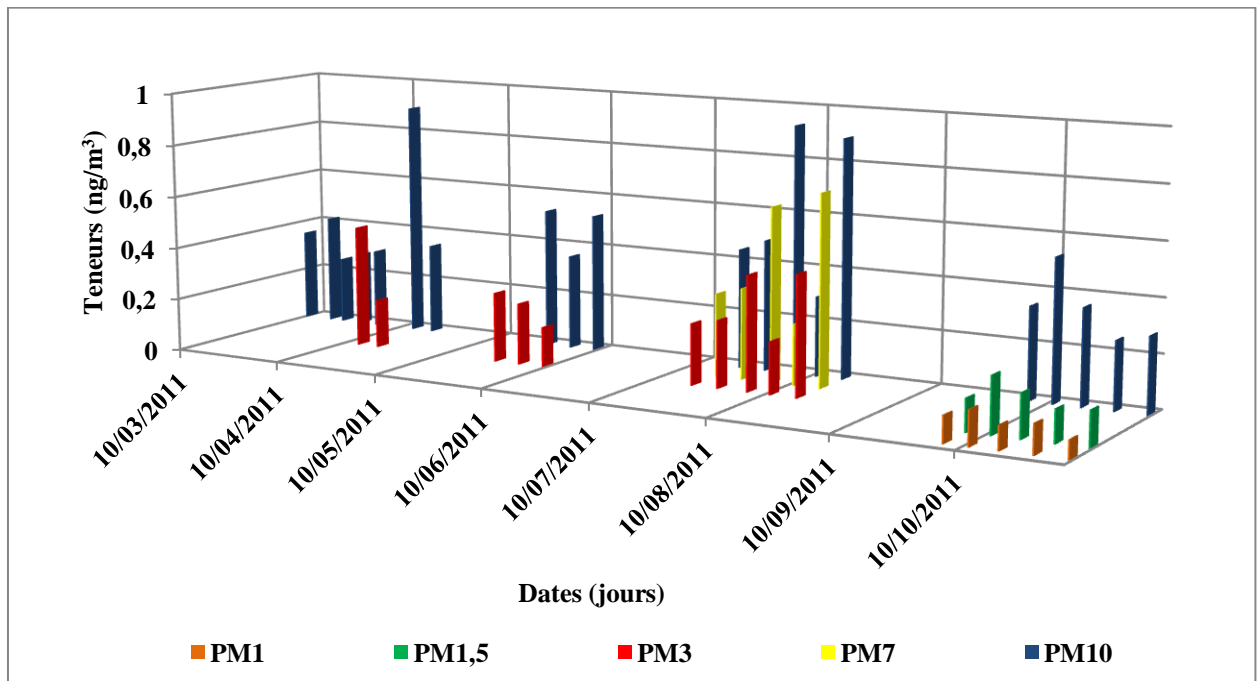


Figure N° 46: Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en **Chrome** associé aux différentes classes granulométriques de particules.

On constate que dans leur évolution les teneurs subissent des fluctuations dues à plusieurs facteurs tels que la nature et l'ampleur des émissions et la météorologie.

Le tableau 10 et les figures 47 à 54 résument les teneurs atmosphériques moyennes et fractions massiques correspondantes en métaux lourds mesurées.

Les résultats obtenus montrent que dans toutes les fractions, le cuivre et le fer, parmi les éléments étudiés sont les plus abondants. Avec une teneur moyenne de l'ordre de  $7,48 \text{ ng/m}^3$  et  $6,9 \text{ ng/m}^3$  respectivement, ils représentent environ 0,4 % de chacun de la masse des particules des  $\text{PM}_{10}$ . Ce résultat était attendu du fait de son abondance dans la croûte terrestre.

Le plomb ( $1,03 \text{ ng/m}^3$ ), le manganèse ( $0,54 \text{ ng/m}^3$ ) et le chrome ( $0,456 \text{ ng/m}^3$ ) dans son abondance, suivent le cuivre et le fer dans les  $\text{PM}_{10}$ . Ces teneurs enregistrées correspondent à une fraction massique d'environ 0,5 %. Les teneurs en plomb sont relativement élevées. Bien qu'étant éloigné des grandes artères urbaines de la ville. Elles dépassent la nouvelle norme européenne de  $0,2 \mu\text{g/m}^3$  et sont légèrement inférieures à la norme OMS qui est de  $0,5 \mu\text{g/m}^3$  [127]. Cette pollution peut être considérée comme étant inquiétante d'autant plus qu'on est dans une zone purement rurale.

La pollution par les autres métaux reste limitée et est caractéristique d'un milieu rural et non industrialisé.

Les résultats d'analyse du zinc (Zn), qui est aussi présent dans les émissions anthropogéniques, sont très élevés, car cet élément est abondant dans la composition des filtres en fibres de verre, et les résultats d'analyse du cobalt (Co) dans les fractions granulométriques des  $\text{PM}_{10}$ , n'ont pas pu être exploités, car la présence de cet élément dans ces fractions est inférieure à la limite détectée par la (SAA à flamme).

**Tableau N° 10:** Teneurs atmosphériques moyennes et fractions massiques correspondantes en métaux lourds mesurées à Larhat.

	<b>Teneurs massiques des métaux lourds (ng/m<sup>3</sup>) et fractions massiques correspondantes en %</b>				
	<b>PM<sub>1</sub></b>	<b>PM<sub>1,5</sub></b>	<b>PM<sub>3</sub></b>	<b>PM<sub>7</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>
<b>Fer</b>	0,24	1,72	3,07	6,12	6,9
	0,01%	0,09%	0,17%	0,33%	0,38%
<b>Cuivre</b>	0,78	1,76	2,16	5,26	7,48
	0,04%	0,04%	0,12%	0,30%	0,42%
<b>Zinc</b>	11,25	11,28	11,9	12,3	12,64
	0,18%	0,18%	0,20%	0,20%	0,21%
<b>Plomb</b>	0,15	0,33	0,42	0,87	1,03
	0,05%	0,11%	0,15%	0,31%	0,37%
<b>Cobalt</b>	ND*	ND*	ND*	ND*	0,17
	ND*	ND*	ND*	ND*	0,99%
<b>Manganèse</b>	0,15	0,29	0,31	0,39	0,54
	0,09%	0,17%	0,18%	0,23%	0,32%
<b>Nickel</b>	0,0009	0,003	0,0084	0,014	0,03
	0,01%	0,05%	0,15%	0,25%	0,53%
<b>Chrome</b>	0,101	0,150	0,287	0,416	0,456
	0,07%	0,11%	0,20%	0,29%	0,32%

**ND\* : non décelable**

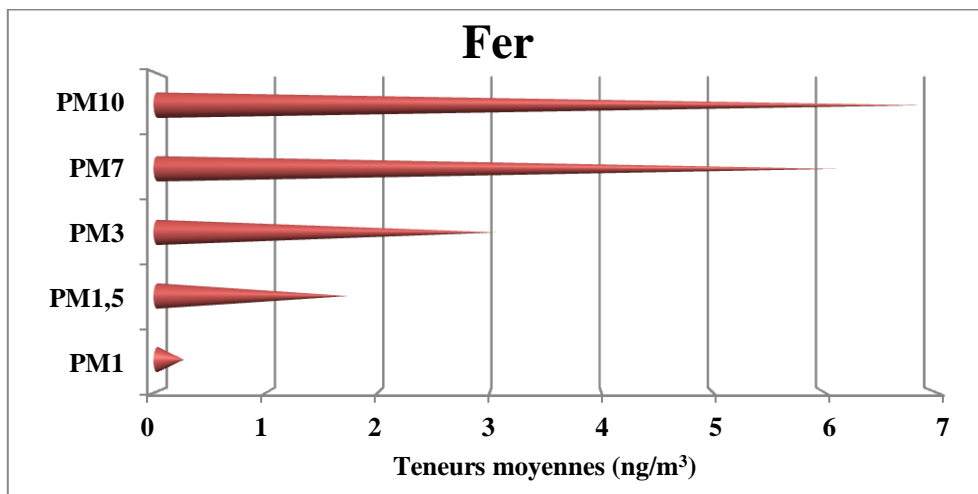


Figure N° 47: Teneurs moyennes du Fer dans les PMi

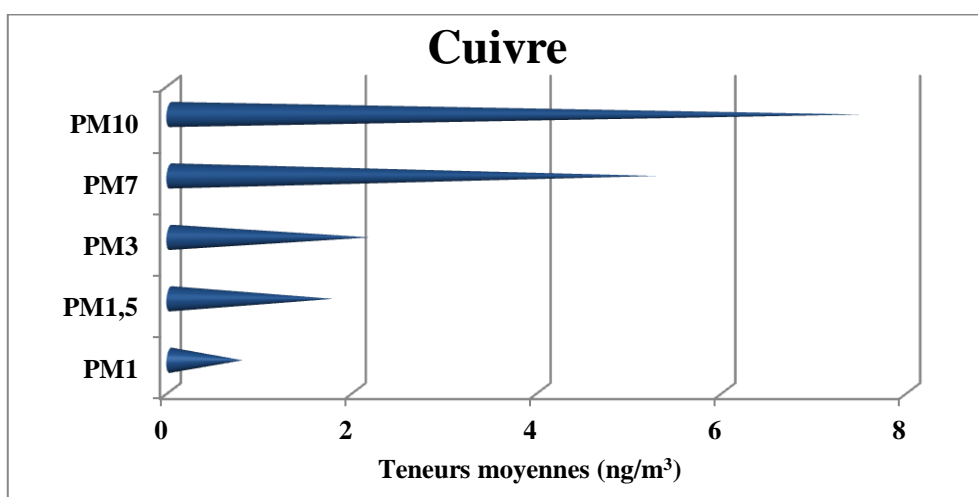


Figure N° 48 : Teneurs moyennes du Cuivre dans les PMi

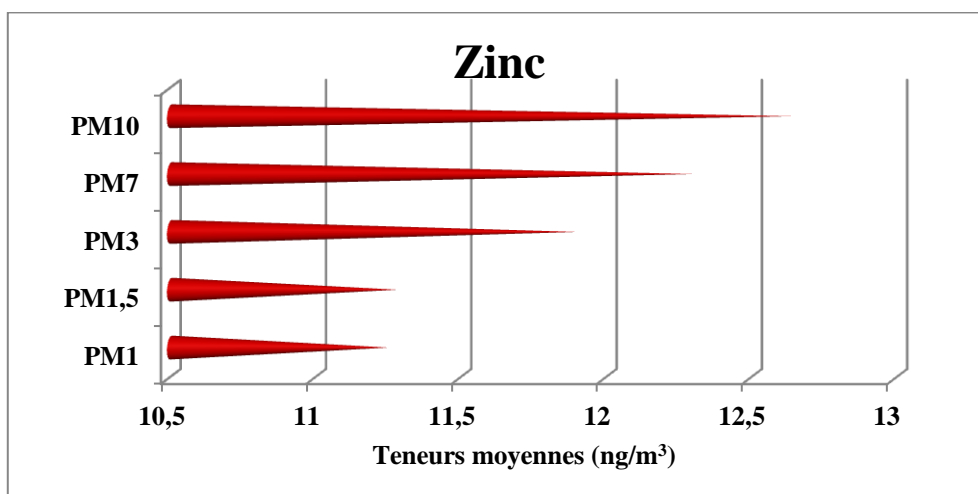


Figure N° 49 : Teneurs moyennes du Zinc dans les PMi



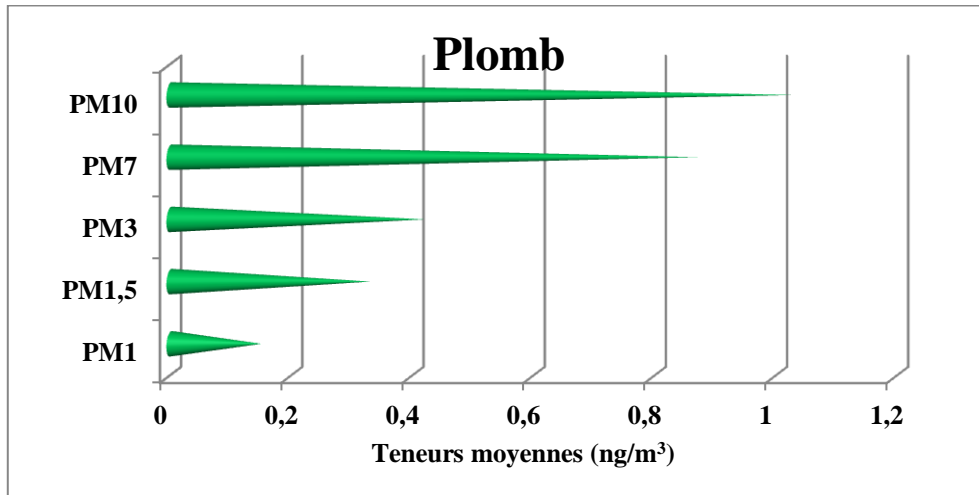


Figure N° 50: Teneurs moyennes du Plomb dans les PMi

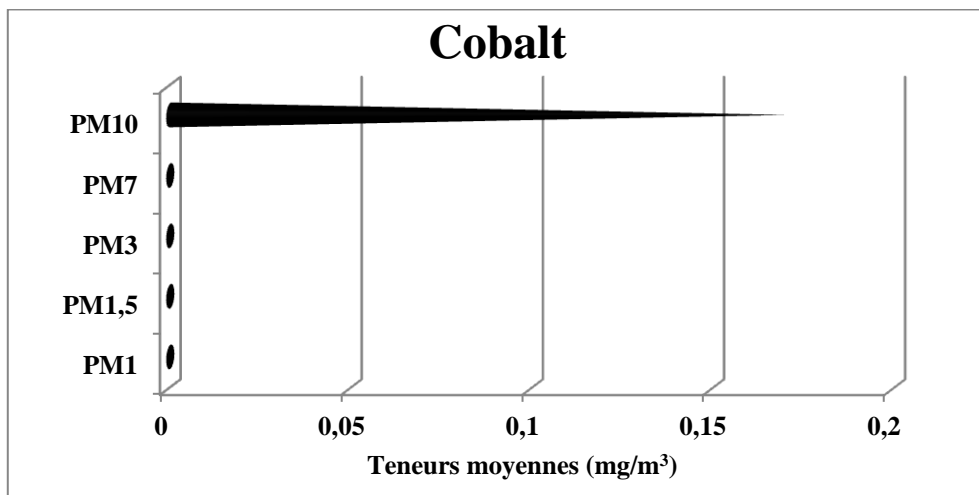


Figure N° 51: Teneurs moyennes du Cobalt dans les PMi

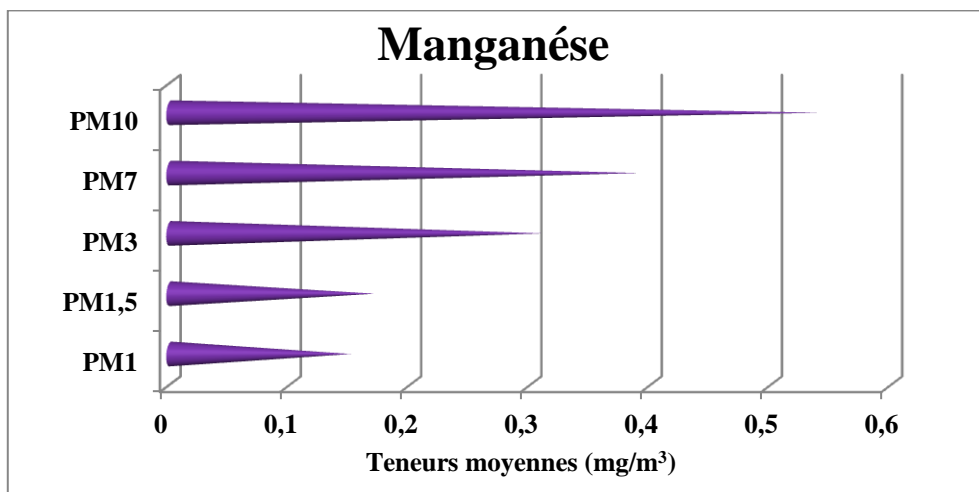


Figure N° 52: Teneurs moyennes du Manganèse dans les PMi

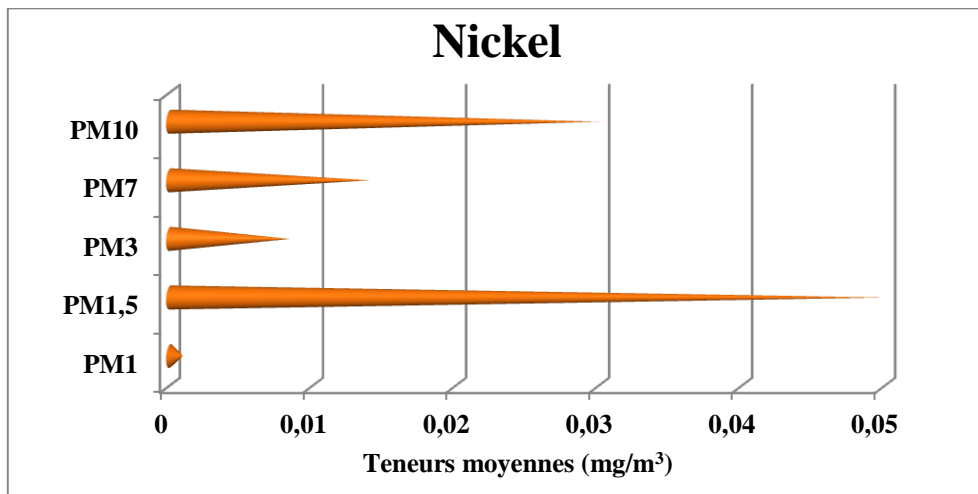


Figure N° 53: Teneurs moyennes du Nickel dans les PMi

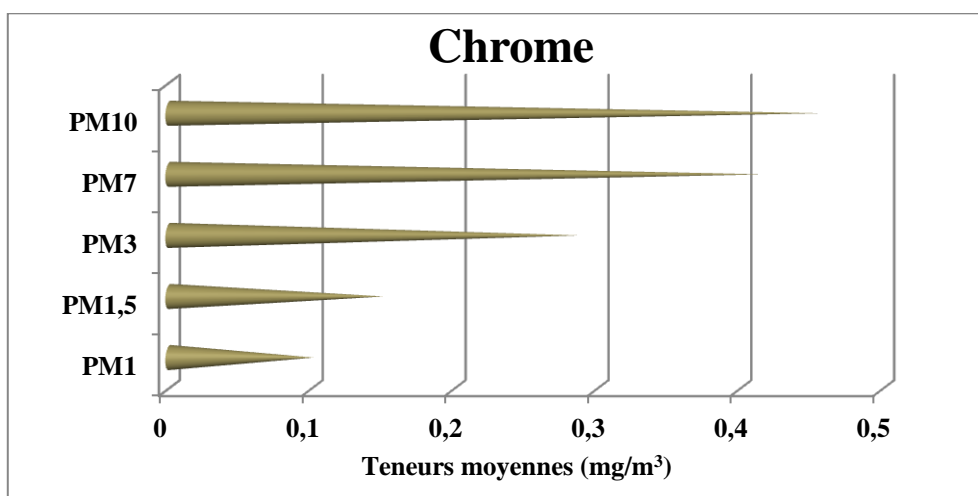
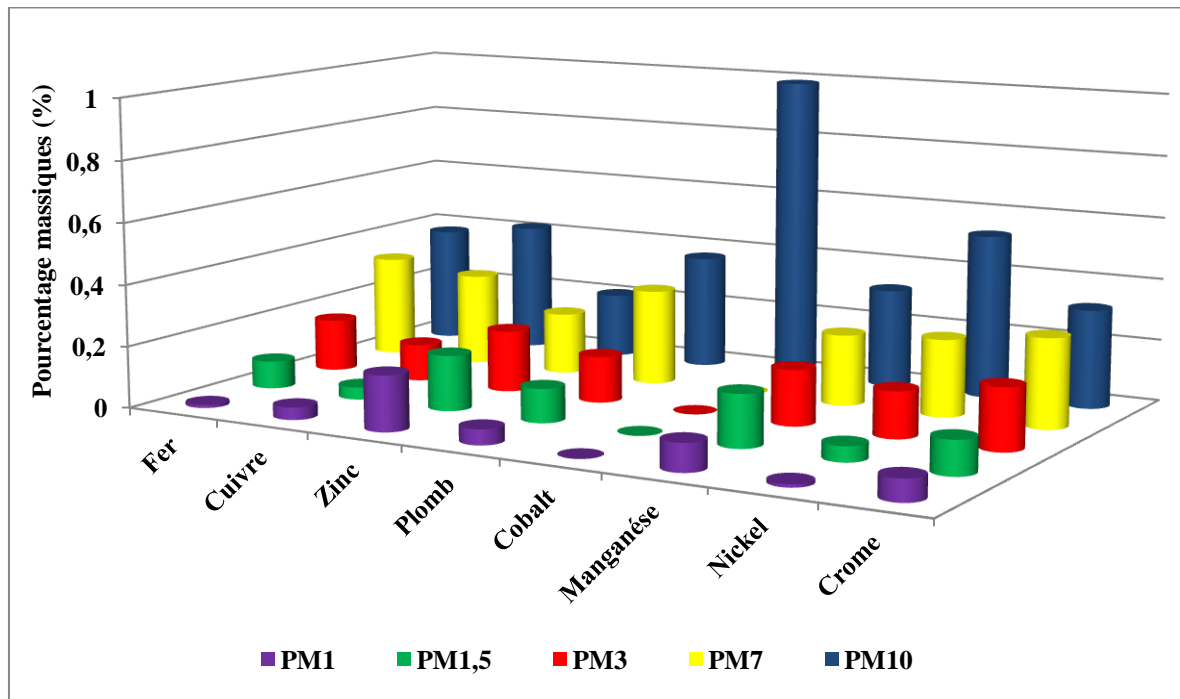


Figure N° 54: Teneurs moyennes du Chrome dans les PMi

L'examen des fractions massiques montre que les métaux lourds sont enrichis de manière inégale dans les différentes classes granulométriques (tableau N°10 et figure N°55). Le fer, le cobalt et le nickel à un degré moindre le chrome et le manganèse sont plus abondants dans les particules fines (en passant des PM<sub>1</sub> au PM<sub>10</sub>, la fraction massique diminue). Le fer, le manganèse et le cuivre qui sont majoritairement issus de l'écorce terrestre, sont plus enrichies dans les PM<sub>10</sub> que dans les particules très fines PM<sub>1</sub> (La fraction massique augmente des PM<sub>1</sub> au PM<sub>10</sub>).



**Figure N° 55:** Fractions massiques moyennes par classe granulométrique des différents métaux lourds.

De la même manière, on observe que les métaux Cu, Cr, Pb et Mn sont aussi majoritairement distribués sur la fraction respirable, les PM<sub>3</sub>.

Ainsi les métaux lourds émis par le trafic routier (Pb, Cr, Ni) sont associés aux particules très fines et ceux liée à la pollution naturelle (Fer, Mn, Cu) sont associés aux particules grossières (de 3 à 10 µm).

Globalement, à part le plomb, les autres métaux lourds n'atteignent pas des teneurs inquiétantes et sont caractéristiques d'un milieu rural qui n'est pas exposé à des émissions du trafic routier ou industrielles. Le plomb provient naturellement de l'utilisation encore majoritaire de l'essence plombée. Une généralisation de l'essence non plombée réduirait fortement, comme c'est le cas en Europe, cette forme de pollution.

### V. 3. 1 Comparaison du niveau de pollution par les métaux lourds avec quelques sites d'Alger et villes étrangères

La comparaison des teneurs en métaux lourds étudiés à Larhat avec celles enregistrées dans d'autres sites à Alger ainsi que différentes villes du monde est résumé en tableau V.11.

**Tableau N° 11** : Comparaison des teneurs en éléments traces métalliques contenus dans les classes conventionnelles (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>1</sub>) relevées à Larhat avec celles mesurées à Alger et dans d'autres villes rurales du monde.

Site	Période	PM <sub>10</sub> (ng/m <sup>3</sup> )							Réf.
		Fe	Pb	Cu	Ni	Cr	Mn	Co	
Toj, rural, (Espagne)	2010	30	1,5	1,1	-	2,3	1,9	-	[121]
Bertiz, rural (Espagne)	2009	-	2,88	2,03	0,90	1,32	2,20	0,12	[122]
Bermantes, rural (Espagne)	2008	-	9	8	3	1	5	0,1	[127]
Across, rural, (Espagne)	2006	-	7	6,5	2,5	-	5	-	[128]
Switzerland, rural, (Espagne)	2005	89	10	6	1,2	-	2,8	-	[129]
Ispra, rural, (Italie)	1999	650	150	20	10,2	9,5	31	1,5	[130]
Milan, rural, (Italie)	1999	300	75	6	16	2	16	0,8	[130]
Hkit, rural, (Taïwan)	1999	4380	30	20	-	80	30	-	[124]
Larhat, rural présente étude	2011	6,9	1,03	7,48	0,03	0,456	0,54	0,17	-
Bouzareah, urbain, (Alger)	2010	258,5	273,4	250,6	-	-	-	-	[131]
Bach-Djerrah, urbain (Alger)	2009	392,4	62,3	201	-	-	-	-	[97]
Bouzareah, semi urbain, (Alger)	2008	440,3	-	22,61	-	-	78,39	-	[93]
1 <sup>er</sup> Mai, urbain, (Alger)	(2006)	199,45	220,3	108,67	4,7	-	86,18	-	[99]
Bab-Ezouar, urbain, (Alger)	(2005)	136	98	87	-	-	48	-	[98]
ENP, proximité, (Alger)	2003	639,8	299,3	102,8	42,4	-	57,8	37,8	[118]

Cette comparaison des teneurs en métaux lourds étudiés à Larhat avec celles enregistrées dans d'autres villes du monde, montre qu'à Larhat la pollution par les métaux lourds n'est pas alarmante.

Certaines villes de pays émergents (Taïwan) et des villes européennes (Italie et l'Espagne) présentent une pollution métallique plus importante qu'à Larhat.

Bien que les teneurs en métaux lourds dans la fraction des  $PM_{-10}$  recueillis au niveau de la commune de Larhat sont moins élevées que celle enregistrées dans les études précédentes, elles restent à un niveau acceptable pour un milieu rural.

Cette comparaison montre ainsi que l'ampleur de la pollution est fonction de la nature du site, et sa topographie et son aménagement urbain. A Larhat l'air est poussiéreux et cela se reflète sur les niveaux des  $PM_{10}$ , du fer, du manganèse et du cuivre.

### V.3.2 Corrélation entre les métaux lourds

Afin de vérifier, dans quelle mesure certains métaux lourds présentent des corrélations entre eux, nous avons comparés les teneurs des métaux lourds par couple dans les fractions granulométriques  $PM_{10}$ ,  $PM_3$  et  $PM_1$ .

Les corrélations entre les différents couples des métaux seront établies afin de spécifier et de confirmer la variété des sources d'émission.

A titre d'exemple nous présentons respectivement en figures N°.56, 57 et 58 les corrélations Fe/Mn et Pb/Fe dans les  $PM_{10}$ , les corrélations Mn/Fe, Cr/Fe et Cu/Fe dans les  $PM_3$  et les corrélations Pb/Mn, et Ni/Pb dans les  $PM_1$ .

Les figures illustrant l'ensemble des corrélations obtenues pour les autres couples de métaux lourds sont données en annexe.

La matrice donnant l'ensemble des facteurs des corrélations  $R^2$  est présentée en tableaux N°12, 13 et 14.

A partir de ces résultats, on constate :

- Dans les  $PM_{10}$ , les corrélations les plus élevées et donc les plus significatives sont observées entre le Fe et Cu et à un degré moindre dans les couples Fe/Mn et Mn/Cu.

- Dans les PM<sub>3</sub>, en plus des corrélations liant le Fe, Mn et Cu, on retrouve de bonnes relations linéaires entre Pb, Mn et Cr.
- Dans les particules très fines PM<sub>1</sub>, les corrélations les plus significatives sont relevées entre le Pb et Ni.

On peut aussi classer les métaux lourds en deux groupes :

- Le Pb, Cr et Ni dont les teneurs sont étroitement liés surtout dans les particules très fines (PM<sub>1</sub> et PM<sub>3</sub>). Ces éléments lourds ont probablement la même source d'émission qui est le trafic routier et les particules secondaires.
- Les éléments Fe, Mn et Cu qui dans la fraction moins fine sont étroitement liés. Ces éléments appartiennent à une source d'émission autre que le trafic routier. Ils proviennent de l'érosion terrestre.

Ces résultats confirment les données présentées dans les paragraphes précédents relatives à l'enrichissement du Pb, du Ni et du Cr dans la fraction très fine des particules et la présence majoritaire du Fe, Cu et Mn dans les particules grossières.

**Tableau N° 12 :** Facteurs de corrélation entre les métaux lourds dans les PM<sub>10</sub>.

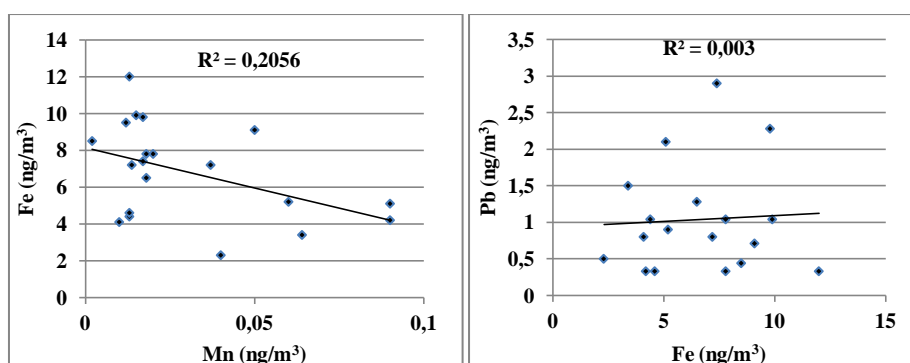
	<b>Fe</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Co</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>
<b>Fe</b>	<b>1</b>	0,416	0,003	0,049	0,205	0,121	0,086
<b>Cu</b>		<b>1</b>	0,078	0,199	0,218	0,014	0,04
<b>Pb</b>			<b>1</b>	0,118	0,014	0,029	0,208
<b>Co</b>				<b>1</b>	0,01	0,001	0,003
<b>Mn</b>					<b>1</b>	0,095	0,004
<b>Ni</b>						<b>1</b>	0,001
<b>Cr</b>							<b>1</b>

Tableau N° 13: Facteurs de corrélation entre les métaux lourds dans les PM<sub>3</sub>.

	Fe	Cu	Pb	Mn	Ni	Cr
Fe	1	0,368	0,007	0,289	0,000	0,071
Cu		1	0,070	0,280	0,125	0,001
Pb			1	0,261	0,006	0,070
Mn				1	0,000	0,232
Ni					1	0,005
Cr						1

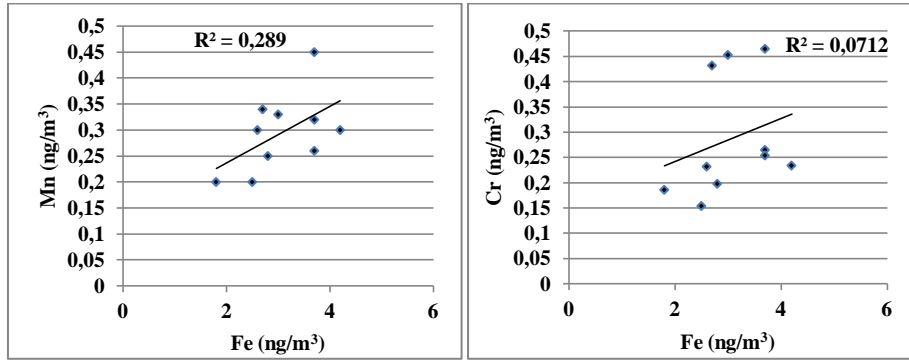
Tableau N° 14 : Facteurs de corrélation entre les métaux lourds dans les PM<sub>1</sub>.

	Fe	Cu	Pb	Mn	Ni	Cr
Fe	1	0,470	0,037	0,255	0,239	0,153
Cu		1	0,115	0,135	0,170	0,054
Pb			1	0,129	0,732	0,044
Mn				1	0,064	0,223
Ni					1	0,104
Cr						1

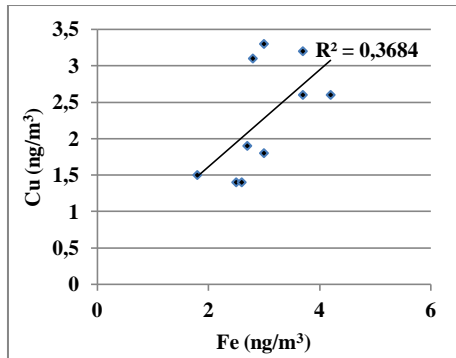


Corrélation entre le *Fe* et le *Mn* Corrélation entre le *Pb* et le *Fe*

Figure N° 56: Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>10</sub>.

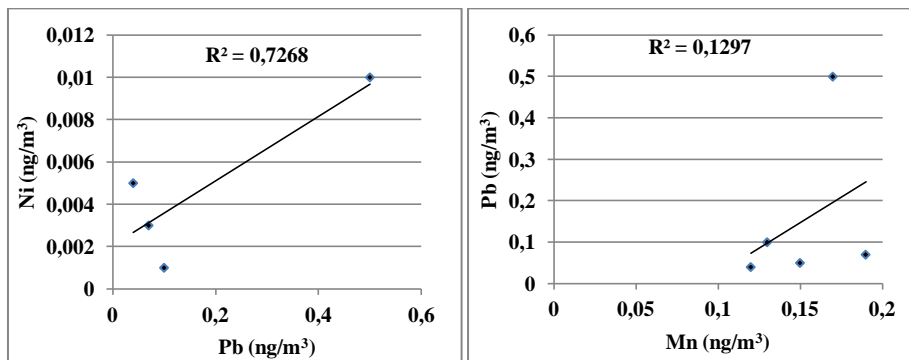


Corrélation entre le *Mn* et le *Fe* Corrélation entre le *Cr* et le *Fe*



Corrélation entre le *Cu* et le *Fe*

**Figure N° 57:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>3</sub>.



Corrélation entre le *Ni* et le *Pb* Corrélation entre le *Pb* et le *Mn*

**Figure N° 58:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>1</sub>.



# **Conclusion**

## CONCLUSION

Cette étude qui s'est focalisée sur la caractérisation de la pollution atmosphérique par les particules fines  $PM_{10}$  et ses fractions, au niveau d'un site rural de la ville de Tipaza (commune de Larhat) nous a permis d'estimer le niveau de cette pollution, d'identifier certains facteurs qui l'influent notamment la météorologie et enfin à évaluer le taux des métaux lourds (Pb, Fe, Cr, Co, Mn, Zn, Ni et Cu) existants dans les différentes fractions granulométriques de ces particules.

Concernant la qualité de l'air au niveau du site étudié, les résultats indiquent que les teneurs atmosphériques en  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_1$ , qui en moyenne annuelle s'élèvent respectivement à 38,7 , 12,1 et 2,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , sont un peu excessives pour un site de type rural, et dépassent les normes en vigueur dans certains pays. Ces particules sont d'autant plus nocives qu'environ 32% des  $PM_{10}$  sont des particules respirables qui se déposent dans les alvéoles pulmonaires. Ces teneurs sont inférieures à celles mesurées dans plusieurs régions d'Alger en sites influencés par le trafic routier. On note par ailleurs que ces teneurs sont du même ordre de grandeur que celles mesurées en d'autres sites semi urbain.

L'évolution fluctuante des niveaux journaliers et saisonniers est mise en évidence et est expliquée par l'influence des facteurs météorologiques. Dans ce contexte on montre que c'est la saison d'été qui accuse les taux de pollution les plus élevés.

L'évolution temporelle des teneurs en  $PM_1$ ,  $PM_3$  et  $PM_{10}$  suit une fonction gaussienne avec des valeurs médianes inférieures aux moyennes arithmétiques

La distribution massique des particules selon leur granulométrie est bimodale, c'est-à-dire qu'elle présente deux maxima : l'un est centré vers  $7\mu\text{m}$  et correspond principalement aux aérosols primaires issus de la resuspension des poussières et des sources naturelles. L'autre est centré sur  $1,5\mu\text{m}$  et correspond aux particules marines et secondaires (condensation des gaz) et aux particules primaires issues des processus de combustion (trafic routier).

L'étude des métaux lourds (Fe, Pb, Cu, Ni, Mn, Co, Cr et Zn) qui sont véhiculés par les différentes fractions granulométriques des particules étudiées montre que parmi ces métaux, le plomb est, après le cuivre et le fer, l'élément le plus abondant.

La distribution granulométrique des métaux lourds montre que les composés de la croûte terrestre (Fe et Cu) se répartissent majoritairement sur la classe des particules grossières (entre 3 et 10 $\mu$ m), les métaux lourds les plus toxiques, comme le Pb et le Cr, se retrouvent par contre le plus dans la fraction respirable (< 3 $\mu$ m). Leur pouvoir toxique est ainsi plus accentué.

Globalement la pollution de l'air par les métaux lourds associés aux particules fines montre, que les PM<sub>10</sub> et ces fractions granulométriques ne véhiculent pas une pollution élevée par les métaux lourds à caractère toxique.

Il faut rappeler que ces résultats concernent un site rural qui de part sa topographie et son éloignement des grands centres urbains et axes routiers, n'est pas fortement influencé par les émissions anthropiques.

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

- Contrôler régulièrement les émissions industrielles.
- 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.
- Réduire les aires nues et donc la pollution par érosion éolienne.
- Mettre en place un système d'évaluation de la pollution particulaire sur l'échelle nationale et son incidence sur la santé par des études épidémiologiques.

# **Bibliographies**

## **Bibliographies**

- [1] WHO (2003). Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Bonn, Germany 13–15 January 2003.
- [2] J.Priest, « Problems of our Physical Environment», Addison-Wesley Publishing Company, pp 59-70, (1973).
- [3] Jean-Pierre Zellweger. « Impact des particules fines sur la santé » Forum ARPEA Polyclinique Médicale Universitaire, Lausanne. 21 sept 2007.
- [4] Etienne TERRENOIRE « Application des systèmes mm5-chimère et mm5-flexpart a la modélisation de l’ozone et des PM10 sur la région NORD-PAS-DE-CALAIS », Thèse de doctorat de l’Université Lille 1 Sciences et Technologies, France (2009).
- [5] Chevreuil (M.), Ollivon (D.), Teil (M.J.), Garban (B.), Blanchoud (H.) Et Le Genti (L.), (2001), – Polluants organiques persistants (POP) : du compartiment atmosphérique aux stations d’épuration. Conférence internationale « Scientifiques et décideurs, agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux », Lyon, atelier 4 : Les activités du bassin versant et la qualité de l’eau.
- [6] Kerbachi R., M. Boughedaoui, N. Koutai et T. Lakki : La pollution par les oxydes d'azote et l'ozone dans la ville d'Alger. Poll. Atm., Avril - Juin, 1998, pp 89-101.
- [7] Kerbachi R., M. Boughedaoui, L. Bounoua et M. Keddou, 2006 : Ambient air pollution by aromatic hydrocarbons in Algiers, Atm. Env., N°40, , pp.3995-4003.
- [8] Kerbachi R., M. Boughedaoui, Y. Kerchiche et R. Joumard : Evaluation de la pollution de l'air par les PM-10 à Alger. Int. Symp, Transport and Air Pollution, Avignon, France, 5-2 Juin, 2000.
- [9] AOUDIA.M.T (consultant matet), « Rapport national sur l’état et l’avenir de l’environnement (RNE 2003) » volet : pollution atmosphérique. Ministère de l’aménagement du territoire, de l’environnement et du tourisme.
- [10] Poussières, particules, aérosols : aspects scientifiques et stratégiques d’un problème de pollution atmosphérique; journée CITEPA du 8 novembre 2000.
- [11] Donaldson K & Stone V. (2003). Current hypotheses on the mechanisms of toxicity of ultrafine particles. Ann Ist Super Sanita 39, 405-410
- [12] Choi JH, Kim JS, Kim YC, Kim YS, Chung NH & Cho MH. (2004). Comparative study of PM2.5 - and PM10 - induced oxidative stress in rat lung epithelial cells. J Vet Sci 5, 11-18.
- [13] MacNee W & Donaldson K. (2003). Mechanism of lung injury caused by PM10 and ultrafine particles with special reference to COPD. Eur Respir J Suppl 40, 47s-51s.

- [14] Geiser M, Rothen-Rutishauser B, Kapp N, Schurch S, Kreyling W, Schulz H, Semmler M, ImHof V, Heyder J & Gehr P. (2005). Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells. *Environ Health Perspect* 113, 1555-1560.
- [15] Borm PJ, Robbins D, Haubold S, Kuhlbusch T, Fissan H, Donaldson K, Schins R, Stone V, Kreyling W, Lademann J, Krutmann J, Warheit D & Oberdorster E. (2006). The potential risks of nanomaterials: a review carried out for ECETOC. *Part Fibre Toxicol* 3, 11.
- [16] Baulig A, Poirault JJ, Ausset P, Schins R, Shi T, Baralle D et al. Physicochemical characteristics and biological activities of seasonal atmospheric particulate matter sampling in two locations of Paris. *Environ Sci Technol*, 2004; 38(22): 5985-92.
- [17] Bateson TF and Schwartz J. Who is sensitive to the effects of particulate air pollution on mortality? A case-crossover analysis of effect modifiers. *Epidemiology*, 2004; 15(2): 143-9.
- [18] Baulig A. (2004b). Rôle des particules fines PM<sub>2,5</sub> dans l'induction des pathologies respiratoires d'origine inflammatoire. Comparaison avec les particules de Diesel. Université Paris VII - Denis Diderot, Paris.
- [19] F. Collin, Détermination des signatures granulométriques et chimiques de particules prélevées à l'échappement de moteurs Diesel et en atmosphère urbaine, Thèse ADEME - CNRS-LMR / PSA Peugeot Citroën, décembre 2000.
- [20] Alastuey A, Querol X, Plana F, Viana M, Ruiz CR, Sanchez de la Campa A, de la Rosa J, Mantilla E & Garcia dos Santos S. (2006). Identification and chemical characterization of industrial particulate matter sources in southwest Spain. *J Air Waste Manag Assoc* 56, 993-1006.
- [21] Harrison R. M. et Yin J. (2008). Sources and processes affecting carbonaceous aerosol in central England. *Atmospheric Environment* 42(7): 1413-1423.
- [22] CFHA (Commission fédérale de l'hygiène de l'air), « Poussières fines en Suisse », Berne (2007)
- [23] Delmas R., Mégie G. et Peuch V.-H. (2005). *Physique et chimie de l'atmosphère*. Belin.
- [24] Rapport national France, (2003) - Pollution atmosphérique.
- [25] Hutchison GR, Brown DM, Hibbs LR, Heal MR, Donaldson K, Maynard RL, Monaghan M, Nicholl A & Stone V. (2005). The effect of refurbishing a UK steel plant on PM<sub>10</sub> metal composition and ability to induce inflammation. *Respir Res* 6, 43.
- [26] Laj P, Sellegri K. Les aérosols atmosphériques: Impacts locaux, effets globaux. *Revue Française des Laboratoires*, 2003 ; 349 : 23-34.

[27] Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace « Etude diagnostique sur l'évaluation de la pollution par les particules fines et leurs constituants, intégrant les méthodes de bio-indication et de bio-accumulation en Alsace Convention n°2001.2.57.8005 du 09.10.2001 »

[28] La pollution automobile et ses effets sur la santé - États des connaissances – Interrogations et propositions, Rapport ADEME / INRETS, février 1995.

[29] La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique - Bilan de 15 ans de recherche internationale, SFSP, mai 1996.

[30] Impact des technologies en Diesel et en essence sur la formation et la nature des particules issues de la combustion, Contrat ADEME/Renault/PSA n°9966009, juin 2003.

[31] V. Taty, E. Leoz, Caractérisation chimique de la matière organique gazeuse et particulaire due aux moteurs Diesel, à l'émission et dans l'air ambiant, Convention ademe/ineris - primequal-predit, décembre 1998.

[32] Greenwell L. L., Moreno T. et Jones T. P. (2002). Particle-induced oxidative damage is ameliorated by pulmonary antioxidants. *Free Radical Biology & Medicine* 32: 898-905.

[33] Blanchard M., Borrelli D., Chardon B., Chatignoux É., Declercq C., Fabre P., Host S., Jusot J.F., Larrieu S., Lefranc A., Medina S., Pascal L., Prouvost H., Saoudi A. et Wagner V. (2008). Programme de surveillance air et santé: Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique urbaine et mortalité dans neuf villes françaises. INVS.

[34] Mill N. L., Tornqvist H., Gonzalez M. C., Vink E., Robinson S. D., Soderberg S., Boon N., Donaldson K., Sandstrom T., Blomberg A. et Newby D. E. (2007). Ischemic and thrombotic effect of dilute diesel-exhaust inhalation in men with coronary heart disease. *The New England Journal of Medicine* 357(11): 1075-1082.

[35] Shao L., Shi Z., Jones T., Li J., Whittaker A. et BeruBe K. (2006). Bioreactivity of particulate matter in Beijing air: results from plasmid DNA assay. *Science of the Total Environment* 367: 261-272.

[36] [Pope, 2002] C. A. Pope, P. T. Burnett, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, K. Ito, « Thurston Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortal and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution », *The Journal of the American Medical Association*, 287, (1132-1141), 2002.

[37] Neuberger M., Rabczenko D. et Moshhammer H. (2007). Extended effects of air pollution on cardiopulmonary mortality in Vienna. *Atmospheric Environment* 41(38): 8549-8556.

[38] Neuberger M., Schimek M. G., Horak J. F., Moshhammer H., Kundi M., Frischer T., Gomisek B., Puxbaum H. et Hauck H. (2004). Acute effects of particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions: epidemiological results of the Austrian Project

on Health Effects of Particulate Matter (AUPHEP). *Atmospheric Environment* 38(24): 3971-3981.

[39] Moreno T., Querol X., Alastuey A., dos Santos S. G. et Gibbons W. (2006). Controlling influences on daily fluctuations of inhalable particles and gas concentrations: Local versus regional and exotic atmospheric pollutants at Puertollano, Spain. *Atmospheric Environment* 40(17): 3207-3218.

[40] Viana M., Querol X., Gotschi T., Alastuey A., Sunyer J., Forsberg B., Heinrich J., Norback D., Payo F., Maldonado J. A. et Kunzli N. (2007). Source apportionment of ambient PM<sub>2.5</sub> at five Spanish centres of the European Community Respiratory Health Survey (ECRHS II). *Atmospheric Environment* 41(7): 1395-1406.

[41] Van Zelm R., Huijbregts M. A. J., den Hollander H. A., van Jaarsveld H. A., Sauter F. J., Struijs J., van Wijnen H. J. et van de Meent D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* 42(3): 441-453.

[42] WHO (2003). Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. Bonn, Germany 13–15 January 2003.

[43] Senlin L., Zhenkun Y., Xiaohui C., Minghong W., Guoying S., Jiamo F. et Paul D. (2008). The relationship between physicochemical characterization and the potential toxicity of fine particulates (PM<sub>2.5</sub>) in Shanghai atmosphere. *Atmospheric Environment* 42(31): 7205-7214.

[44] InVS. Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Concepts et méthodes. Saint Maurice, 2008. <http://www.invs.sante.fr>

[45] Anderson HR et al. Meta-analysis of time series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O<sub>3</sub>). Report of a WHO task group. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2004 (<http://www.euro.who.int/document/e82792.pdf>, accessed 8 April 2005)

[46] Pope AC et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association*, 287:1132–1141 (2002).

[47] Pope AC et al. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate matter air pollution. *Circulation*, 109:71–77 (2004).

[48] Sayes CM, Wahi R, Kurian PA, Liu Y, West JL, Ausman KD, Warheit DB, Colvin VL (2006). Correlating nanoscale titania structure with toxicity: a cytotoxicity and inflammatory response study with human dermal fibroblasts and human lung epithelial cells. *Toxicol Sci.* 92(1) 174-185.



[49] Office national des statistiques (ONS), Données statistiques du parc automobile, Alger, 2006.

[50] Réseau de Surveillance de la qualité de l'air d'Alger SAMASAFIA, Rapport annuel sur la qualité de l'air, Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme, Alger, 2006.

[51] M. Boughadaoui, « Etude des émissions polluantes issues du trafic routier en Algérie », Thèse de Doctorat d'Etat, Ecole Nationale Polytechnique, Alger, 2008.

[ 52] Plan Cadre des Nations Unies pour la Coopération au Développement U N D A F (2002 – 2006) Algérie, Mai 2002.

[53] « Rapport national sur l'état et l'avenir de l'environnement », Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme (2005)

[54] Norme X 43-100. Qualité de l'air – Définitions des fractions de tailles des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé, AFNOR, Paris, novembre 1984.

[55] AIRPARIF/LISA/LSCE (2006), « Etude des retombées de suies sur les matériaux en sites péri-aéroportuaires – Comparaison avec des sites urbains et ruraux », p 87.

[56] Quisefit J.P., Gaudichet A, (1998), « Prélèvement des aérosols atmosphériques et analyses inorganiques », Analyses Magazine, 26, n°9, M21-27

[57] Norme NF X 43-057 Détermination d'un indice de fumées noires, AFNOR, Paris, 1977.

[58] Chow, J. C. J. Air Waste Manage. Assoc. 1995, 45.

[59] Norme AFNOR X43-021 Prélèvement sur filtre des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant – Appareillage automatique séquentiel, AFNOR, Paris, décembre 1984.

[60] Ralph, M. O.; Barrett, C. F.; Upton, S. L. Further wind tunnel measurements of the inlet efficiency of the Environment SA type PPA60 suspended particle sampler, Warren Spring Laboratory Report (1983), Department of industry, Stevenage (UK).

[61] Fiala J. : Qualité de l'air en milieu urbain, Naturopa, N°94, 2000, pp. 10.

[62] Mc Farland, A. R.; Ortiz C. A. Characterization of Sierra- Andersen PM-10 inlet Air Quality Laboratory Report (1983), Civil Engineering Department Texas University, College Station USA.

[63] Allen, G. et al. J. Air Waste Manage. Assoc. 1997, 47, 682- 689.

[64] Braun. C, Fahlander, Grassner.M, Grize.L, Neuvaronier. C, Vuille.JC, Withrich.B, “respiratory health and long term exposure to air pollutants in Suisse school children”, Am J Respir Crit Care Med, 1997.

- [65] Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant, Journal Officiel des Communautés européennes L163 du 29 juin 1999, p. 41-60.
- [66] Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe», Journal Officiel de l'Union européenne L152 du 11 juin 2008, p. 1-44.
- [67] Chow JC, Fujita EM, Watson JG, Lu Z, Lawson DR, Ashbaugh (1994), « Evaluation of filter-based aerosol measurements during the 1987 southern California air quality study », *Envir. Mon. and Assess.*30, 49-80.
- [68] Witz S., Eden RW, Wadley MW, Dundwoody C., Papa R.P., Torre K.J, (1990), « Rapid loss of particulate nitrate, chloride ad ammonium on quartz fiber filters during storage», *Journal of the Air and waste Management Association*, 40 (1), 53-61.
- [69] Norme EN 14907 (2005), « Méthode de mesurage gravimétrique de référence pour la détermination de la fraction massique PM2.5 de matière particulaire en suspension dans l'air ambiant ».
- [70] Norme EN 12341 (1999), « Qualité de l'air – Détermination de la fraction PM10 de matière particulaire en suspension – Méthode de référence et procédure d'essai in situ pour démontrer l'équivalence à la référence de méthodes de mesurage ».
- [71] AFNOR (1984), Norme NF X 43-017 « Mesure de la concentration des matières particulaires en suspension dans l'air ambiant – Méthode par absorption de rayons bêta », Paris.
- [72] Allen G., Sioutas C., Koutrakis P, Reiss R., Lurmann F.W., Roberts P.T, (1997), « Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas », *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47, 682-689.
- [73] Ayers G.P., Keywood M.D., Gras J.L, (1999), « TEOM vs. manual gravimetric methods for determination of PM2.5 aerosol mass concentrations », *Atmospheric Environment*, 33, 3717-3721.
- [74] LCSQA/INERIS/AIRPARIF, (2001), « Etude comparative entre le TEOM1400 et différents préleveurs manuels sur filtre – Caractérisation physico-chimique de l'aérosol atmosphérique de Paris », Rapport INERIS DRC-01- 27588-ERSA-OBI/449.
- [75] Favez O., Cachier H., Sciare J., Le Moullec Y. (2007), « Characterization and contribution to PM2.5 of semivolatile aerosol in Paris (France)», *Atmospheric Environment*, 41, 7969-7976.

- [76] Charron A., Harrisson R.M., Moorcroft S., Booker J, (2004), « Quantitative interpretation of divergence between PM-10 and PM-2.5 mass measurement by TEOM and gravimetric (Partisol) instruments », *Atmospheric Environment*, 38, 415-423.
- [77] Green D., Fuller G., Barratt B, (2001), « Evaluation of TEOM “correction factors” for assessing the EU Stage1 limit values for PM10 », *Atmospheric Environment*, 35, 2589-2593.
- [78] Gehrig R., Hueglin C., Schwarzenbach B., Seitz T., Buchmann B, (2003) « A new method to link PM10 concentrations from automatic monitors to the manual gravimetric reference method according to EN12341 », *Atmospheric Environment*, 39, 2213-2223.
- [79] J.P. Quisefit, A. Gaudichet, « Prélèvement des aérosols atmosphériques et analyses inorganiques », *ANALUSIS MAGAZINE*, Vol 26, N° 9, (1998).
- [80] Person A & Tymen G. (2005). Mesurage des particules en suspension dans l’air en relation avec la santé. *Pollution atmosphérique*, 271-285.
- [81] Calabrese E.J, (1978) - *Pollutants and High-Risk Groups*. New York.
- [82] Vautard R., Bessagnet B., Chin M., Menut L, (2005), « On the contribution natural Aeilan sources to particulate matter concentrations in Europe: testing hypotheses with modeling approach », *Atmospheric Environment* 39, 3291-3303.
- [83] Masclet P & Marchand N. (2004). *Méthodes de prélèvement et d'analyse des aérosols. Techniques de l'Ingénieur* p 4-40.
- [84] *Techniques de l'ingénieur*, « *Traité d'analyse chimique, caractérisation, spectrométrie d'émission des rayons X, Fluorescence X* ». *During SJVAQS/AUSPEX* », *Atm Env*, Vol 30, pp 2079-2112, (1996).
- [85] F.Wei, E.Teng, G.Wu, W.Hu, W.E.Wilson, R.S.Chapman, J.C.Pau, J. Zhang, « Ambient concentrations and elemental compositions of PM10 and PM2.5 in four Chinese cities », *Environmental Science & Technology*, Vol 33, pp 4188-4193, (1999).
- [86] J.C.Chow, J.G.Watson, Z.Lu, H.D.Lowenthal,C.A.Frazier, P.A.Solomon, R.H.Thuillier, K.Magliano,« *Descriptive analysis of PM2.5 and PM10 at regionally representative locations*».
- [87] *Données de la commune de Larhet*, 2011.
- [88] [www.googleearth.dz](http://www.googleearth.dz), 2012.
- [89] J.P. Quisefit, A. Gaudichet, « Prélèvement des aérosols atmosphériques et analyses inorganiques », *ANALUSIS MAGAZINE*, Vol 26, N° 9,1998.
- [90] Masclet P & Marchand NMéthodes de prélèvement et d'analyse des aérosols. *Techniques de l'Ingénieur* p 4-40. . (2004).

- [91] Norme ISO 9855, « Air ambiant, dosage du plomb dans les particules d'aérosols collectés sur des filtres », 1993.
- [92] [1999/30/CE] Directive 1999/30/CE Du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant, Journal officiel des Communautés européennes, L 163/41, 1999.
- [93] S. Drif, « Pollution atmosphérique par les particules fines », Mémoire de fin d'étude, ENP, Juin 2008.
- [94] Office National Météorologique de Dar El Beida : Rapport interne, Alger, 2011.
- [95] Madelain.G, « Métrologie des aérosols », pollution atmosphérique, Janvier- Septembre, PP 270-274. 1999.
- [96] J. D, Butler, « Air pollution chemistry », Academic Press, London, 1979.
- [97] D. Belhout, «Evaluation de la pollution atmosphérique : Etude des particules fines en site urbain à Alger », Mémoire de Magistère, ENP, 2011.
- [98] A. Bitouche, « Evaluation de la pollution atmosphérique par les particules fines en site urbain à Alger », Mémoire de Magistère, ENP, 2008.
- [99] N. Berkouki, « Caractérisation de la pollution de l'air par les particules fines et des métaux associés, en milieu urbain à Alger centre », Mémoire de magistère, ENP, 2007.
- [100] W.E.Wilson, H.H.Suh, « Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies », J. Air Waste Manage. Assoc, Vol 47, pp 1238-1249, (1997).
- [101] Z. Xu, M. Gautam, S. Mehta: « Cumulative Frequency Fit for particle size distribution », Applied Occupational and Environmental Hygiene, Vol 17, pp 538-542, (2002).
- [102] Linda Y. and M. Hooper: Size-resolved airborne particles and their morphology in central Jakarta, Atm. Env., Vol. 31, 1997, pp. 1167–1172.
- [103] Tuomo A., P. Risto, E. Hillamo and P. Keronen : Sources and physico-chemical characteristics of the atmospheric aerosol in southern Norway, Atm. Env., Vol. 30, 1996, pp. 1391–1405.
- [104] J.C.Chow, J.G.Watson, Z.Lu, H.D.Lowenthal, C.A.Frazier, P.A.Solomon, R.H.Thuillier, K.Magliano, « Descriptive analysis of PM2.5 and PM10 at regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX », Atm.Env, Vol 30, pp 2079-2112, (1996).

- [105] F.Wei, E.Teng, G.Wu, W.Hu, W.E.Wilson, R.S.Chapman, J.C.Pau, J. Zhang, « Ambient concentrations and elemental compositions of PM10 and PM2.5 in four Chinese cities », *Environmental Science & Technology*, Vol 33, pp 4188-4193, (1999).
- [106] K.Oravisj.arv, K.L.Timonen, T.Wiikinkoski, A.R.Ruuskanen, K.Hein.anen, J.Ruuskanen, « Source contributions to PM2.5 particles in the urban air of a town situated close to a steel works », *Atm.Env*, Vol 37, pp 1013-1022, (2003).
- [107] Renoux A. : Ce qu'il faut savoir sur l'aérosol atmosphérique, *Poll. Atm.*, Janvier – Mars, 1990, pp. 10-16.
- [108] OMS: Air quality guidelines for particulate matters, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global Update, Genève, 2005.
- [109] Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire, Décret exécutif N°06-02 du 7 Janvier 2006 définissant les valeurs limites, qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique, J. O., N°1, 2006.
- [110] [1999/30/CE] Directive 1999/30/CE Du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant, Journal officiel des Communautés européennes, L 163/41, 1999.
- [111] Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, « Bilan de l'épisode de pollution (PM10, NO2, SO2) observé en France début janvier 2009 », Editions ADEME, Paris, (2009).
- [112] [EPA, 2006] <http://epa.gov/air/criteria.html>.
- [113] Organisation Mondiale de la Santé, « Update and revision of air quality guidellines for Europe », WHO regional publications,Copenhegen, 1997.
- [114] Office Fédérale de l'Environnement, des Forêts et du paysage (OFEFP), division Air, RNI et Sécurité, « Poussières fines PM10 : Questions et réponses concernant les propriétés, les émissions, les effets sur la santé et les mesures, état au 1er décembre 2005 », Office Fédérale de l'Environnement, des Forêts et du paysage; [www.ofefp.ch](http://www.ofefp.ch), Suisse, 2005
- [115] K. O. Ikawa, « Trace analysis atmospheric », John Wiley et Sons, London, 1997.
- [116] B. Kercher, Th. Peter, U. M. Biermann, U. Schumann, « The Initial Composition of Jet Condensation Trails » *Journal of the Atmospheric Science*, 53, (3066-3083), 1996.
- [117] S. Selhi, « évaluation de la pollution atmosphérique par les particules fines en site urbain À alger », PFE, ENP, Alger, 2007.
- [118] N. Oucher, « Contribution à l'étude, par classe granulométrique, des aérosols particulaire sur un site de proximité à l'ENP », Mémoire de Magistère, 2006.

- [119] Y. Kerchiche, « Etude de la pollution de l'air par les particules fines (Les PM-10) et les métaux lourds qui leurs sont associés à Alger », Mémoire de Magister, Ecole Nationale Polytechnique, 2003.
- [120] Roy M. Harrison, Duncan Laxen , Stephen Moorcroft, Kieran Laxen «Processes affecting concentrations of fine particulate matter (PM 2.5) in the UK atmosphere” Atmospheric Environment (115-124) UK (2012).
- [121] Arruti, I. Fernández-Olmo, A. Irabien «Regional evaluation of particulate matter composition in an Atlantic coastal area (Cantabria region, northern Spain): Spatial variations in different urban and rural environments” Atmospheric Research (101 280–293) (Cantabria), Spain (2011).
- [122] J. Aldabe, D. Elustondo, C. Santamaría, E. Lasheras, M. Pandolfi, A. Alastuey, X. Querol, J.M. Santamaría “Chemical characterisation and source apportionment of PM2.5 and PM10 at rural, urban and traffic sites in Navarra (North of Spain)” Atmospheric Research 102 (191–205) Barcelona, Spain (2011).
- [123] L. Cheng, H.S. Sandhu, R.P. Angle, K.M. McDonald, R.H. Myrick «Rural particulate matter in Alberta, Canada” Atmospheric Environment 34(3365-3372), Alberta, Canada (2000).
- [124] Guor-Cheng Fanga, Cheng-Nan Chang, Yuh-Shen Wu, Peter Pi-Cheng Fu, Ding-Guor Yang, Chia-Chium Chu “Characterization of chemical species in PM10 and PM 2.5 aerosols in suburban and rural sites of central Taiwan” The Science of the Total Environment 234 (203-212) Taiwan, ROC (1999).
- [125] L.C. Alves, M.A. Reis, M.C. Freitas «Air particulate matter characterisation of a rural area in Portugal” Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 136138 ( 941-947) Portugal (1998).
- [126] WHO: Updating and revision of the air quality guidelines for Europe, Classical air pollutants EUR/ICP “EHAZ 94 05/PB01”, Regional office for Europe, World Health Organisation, Copenhagen, 1995.
- [127] Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodriguez, S., Artiñano, B., Salvador, B., Sánchez, M., Garcia Dos Santos, S., Herce Garraleta, M.D., Fernandez-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Cuevas, E., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A., Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM2.5) across Spain 1999–2005. Atmospheric Environment 42, (3964–3979), (2008).
- [128] Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodriguez, S., Artinano, B., Salvador, P., Sanchez, M., Garcia Dos Santos, S., Herce Garraleta, M.D.,

Fernandez-Patier,R.,Moreno-Grau,S.,Minguillon,M.C.,Monfort, E.,Sanz,M.J.,Palomo Marin,R.,Pinilla-Gil,E.,Cuevas,E., Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM10 and PM 2.5) across Spain 1999–2005. *Atmospheric Environment*. 2006.

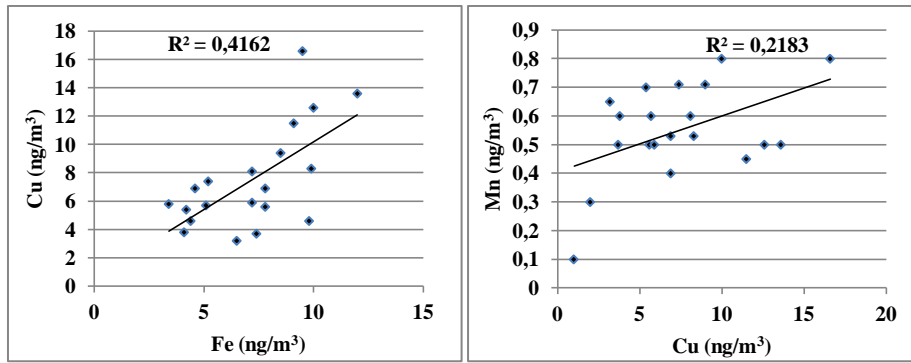
[129] Hueglin,C., Gehrig,R., Baltensperger, U., Gysel,M., Monn, C., Vonmont, H., Chemical characterization of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban,near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment* 39, 637–651. 2005.

[130] E. Rizzio, G. Giaveri, D. Arginelli, L. Gini, A. Profumo, M. Gallorini, “Trace elements total content and particle sizes distribution in the air particulate matter of a rural-residential area in north Italy investigated by instrumental neutron activation analysis” *The Science of the Total Environment* 226 (47-56) Milano, Italy (1999).

[1321] Y. Betrouni , «Pollution de l’air par les particules fines en milieu urbain a bouzareah Alger», PFE, ENP, Alger, 2010.

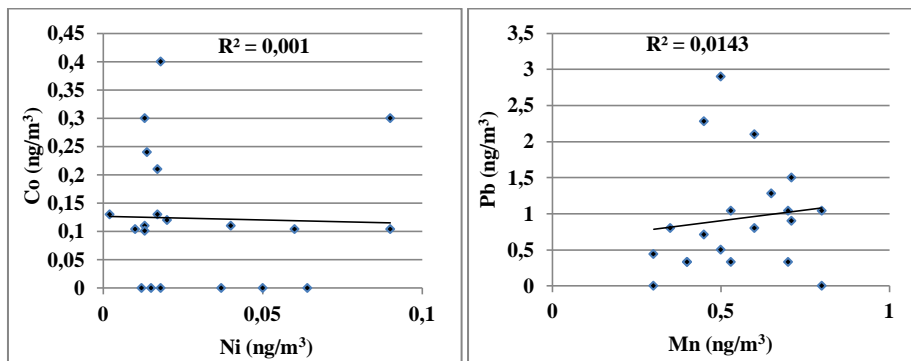
# **Annexe**





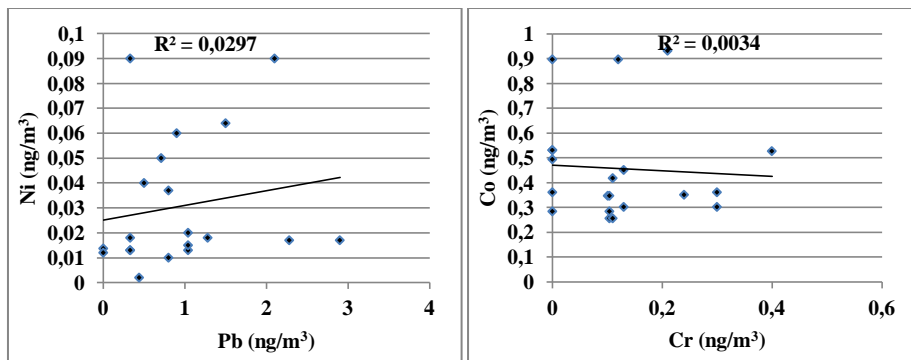
Corrélation entre le *Cu* et le *Fe*

Corrélation entre le *Mn* et le *Cu*



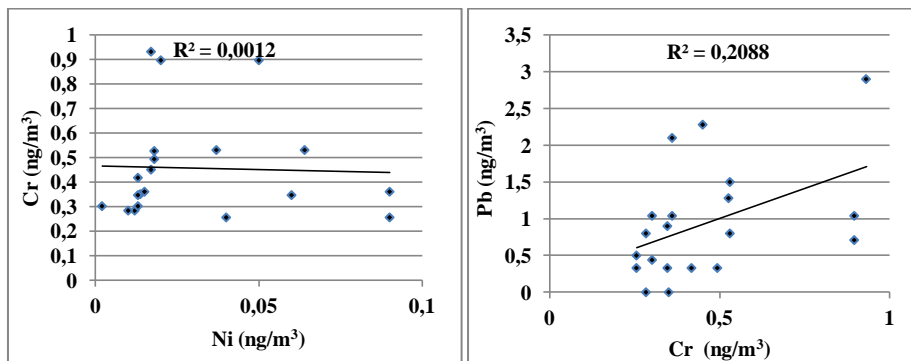
Corrélation entre le *Co* et le *Ni*

Corrélation entre le *Pb* et le *Mn*



Corrélation entre le *Ni* et le *Pb*

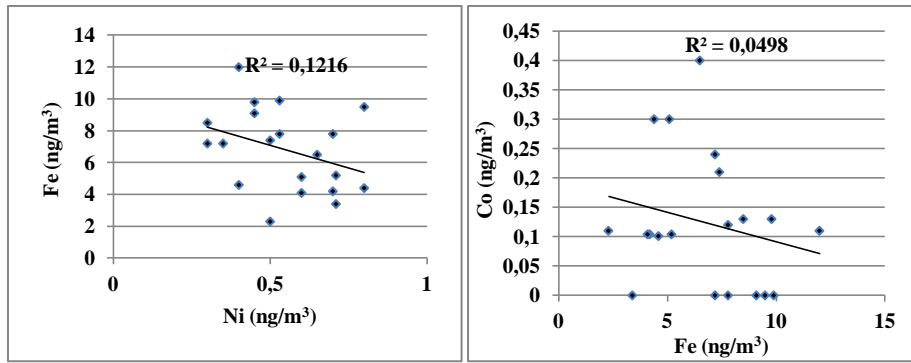
Corrélation entre le *Co* et le *Cr*



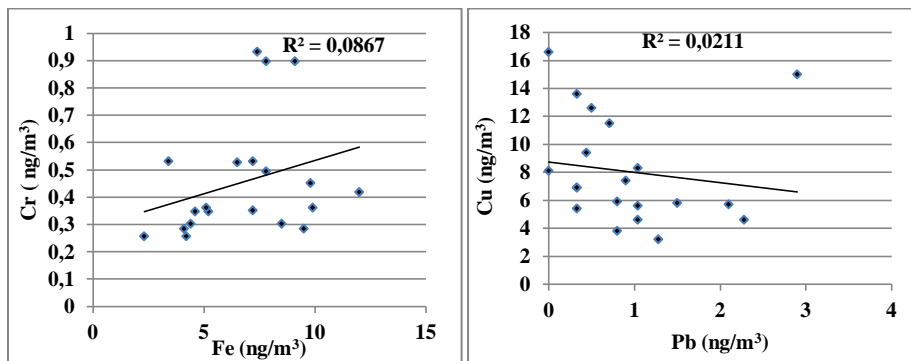
Corrélation entre le *Cr* et le *Ni*

Corrélation entre le *Pb* et le *Cr*

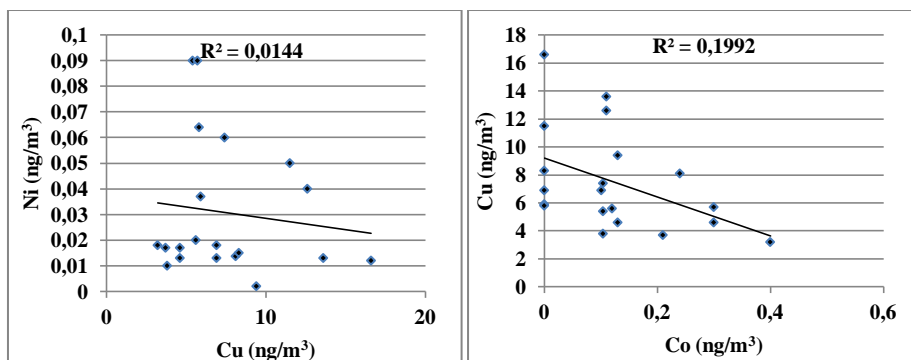
Figure N° 59 a: Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>10</sub>



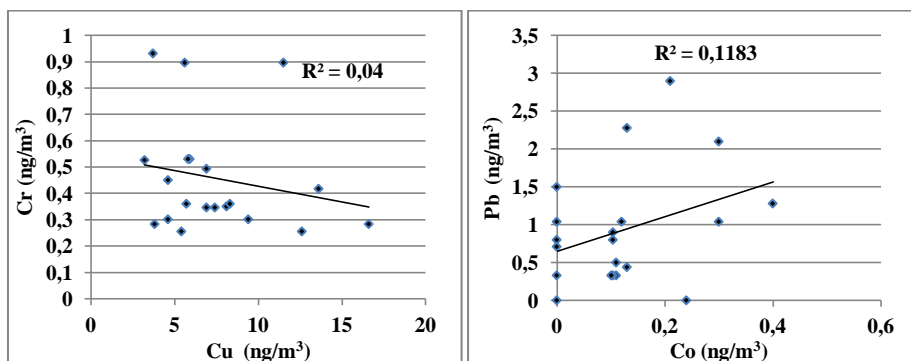
Corrélation entre le *Fe* et le *Ni* Corrélation entre le *Co* et le *Fe*



Corrélation entre le *Cr* et le *Fe* Corrélation entre le *Cu* et le *Pb*

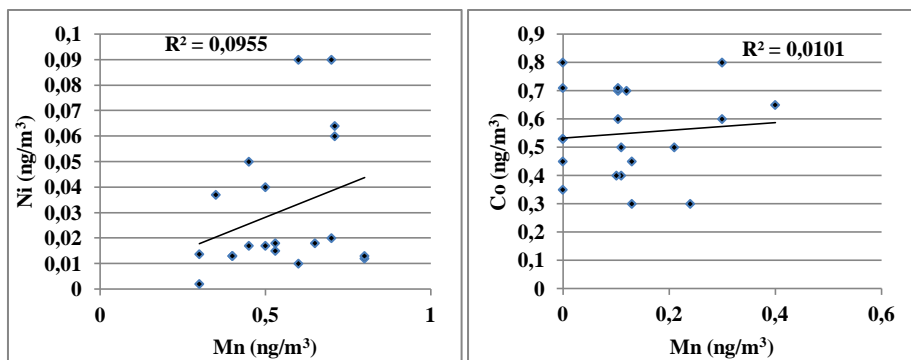


Corrélation entre le *Ni* et le *Cu* Corrélation entre le *Cu* et le *Co*

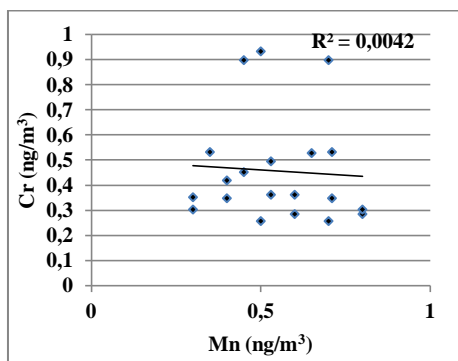


Corrélation entre le *Cr* et le *Cu* Corrélation entre le *Pb* et le *Co*

Figure N° 60 b: Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>10</sub>.

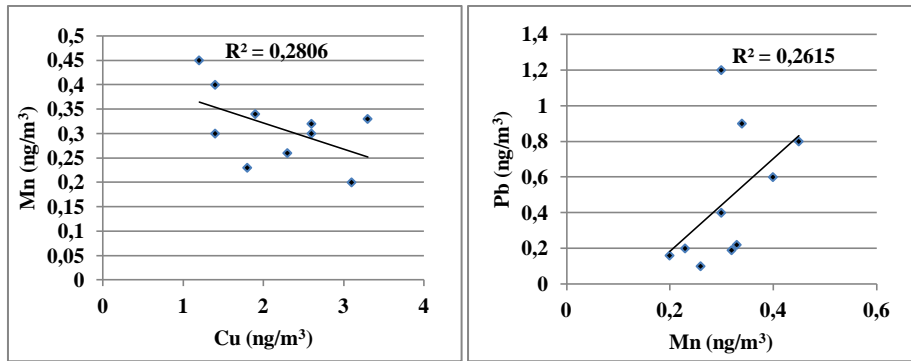


Corrélation entre le *Ni* et le *Mn* Corrélation entre le *Co* et le *Mn*

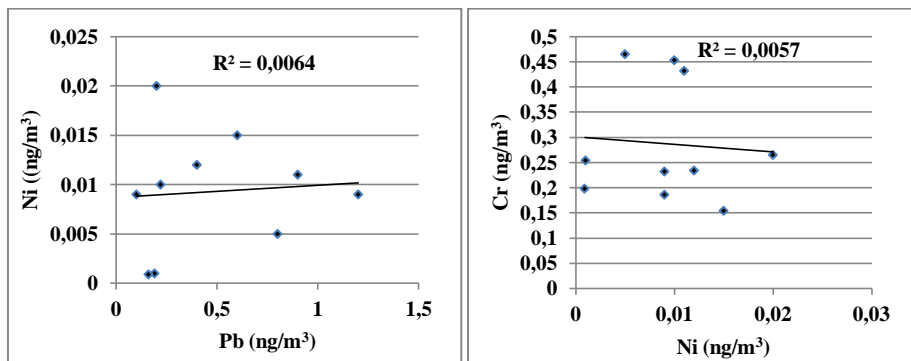


Corrélation entre le *Cr* et le *Mn*

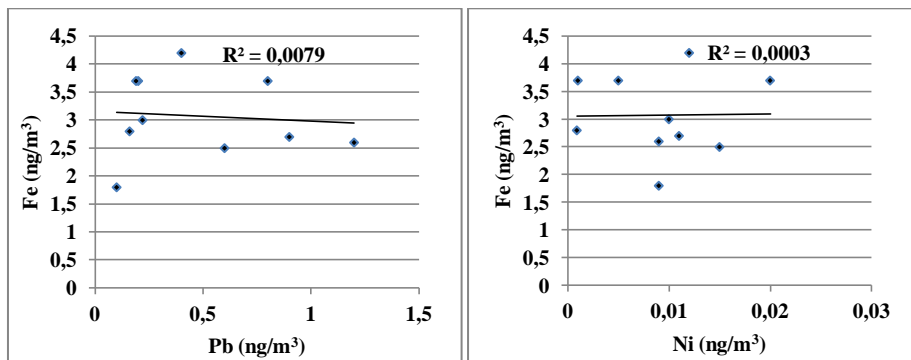
**Figure N°61 c:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>10</sub>.



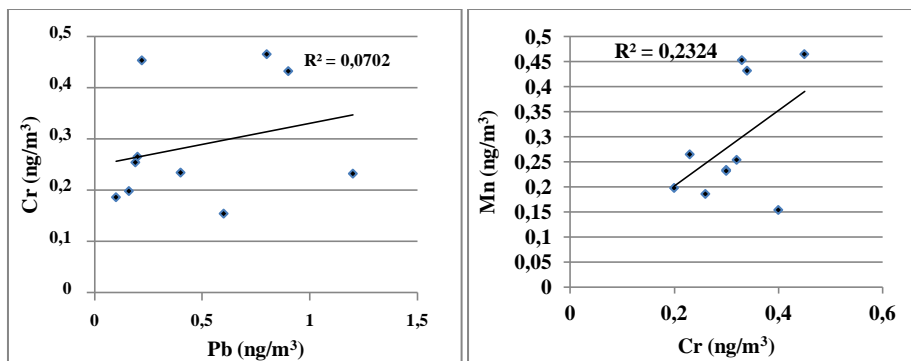
Corrélation entre le *Mn* et le *Cu* Corrélation entre le *Pb* et le *Mn*



Corrélation entre le *Ni* et le *Pb* Corrélation entre le *Cr* et le *Ni*

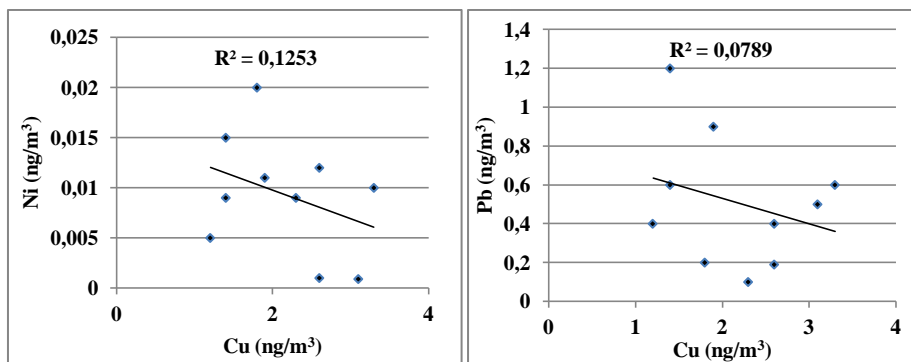


Corrélation entre le *Fe* et le *Pb* Corrélation entre le *Fe* et le *Ni*

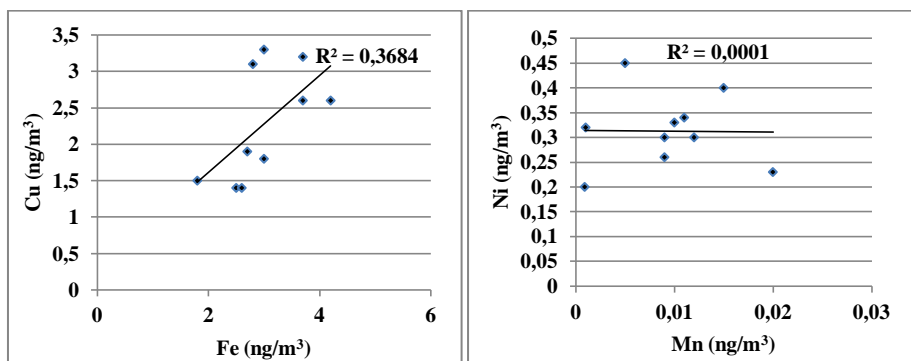


Corrélation entre le *Cr* et le *Pb* Corrélation entre le *Mn* et le *Cr*

Figure N° 62 a: Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>3</sub>.



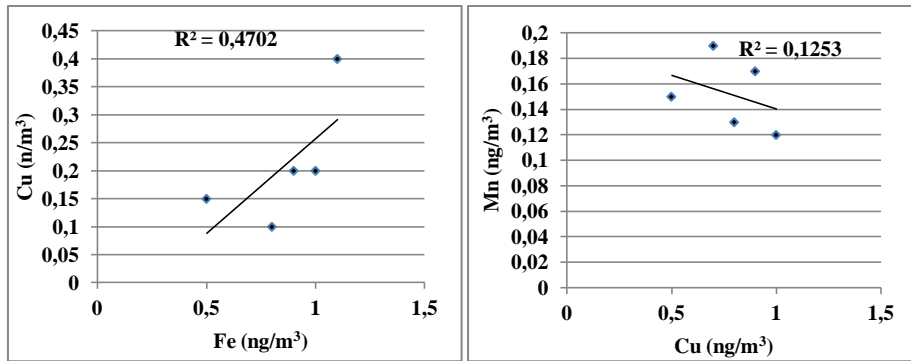
Corrélation entre le *Ni* et le *Cu* Corrélation entre le *Pb* et le *Cu*



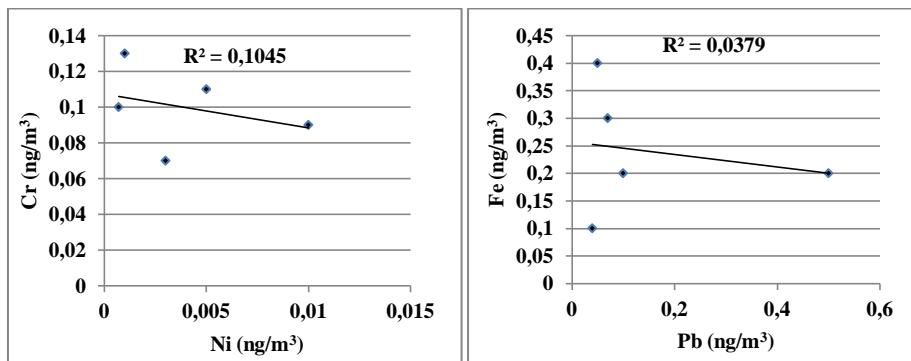
Corrélation entre le *Pb* et le *Cu*

Corrélation entre le *Ni* et le *Mn*

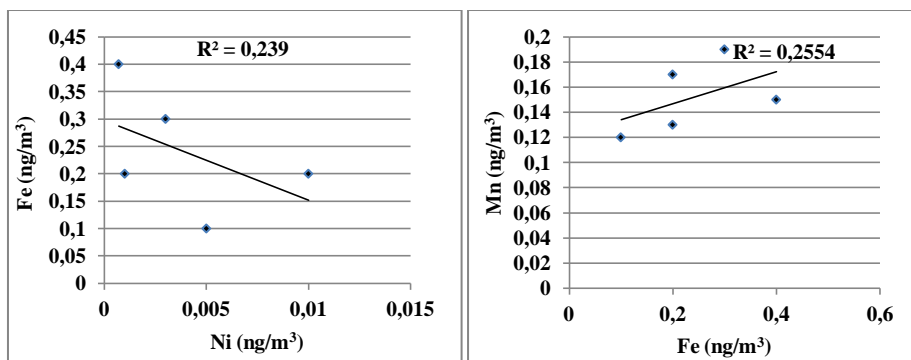
**Figure N°63 b:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>3</sub>.



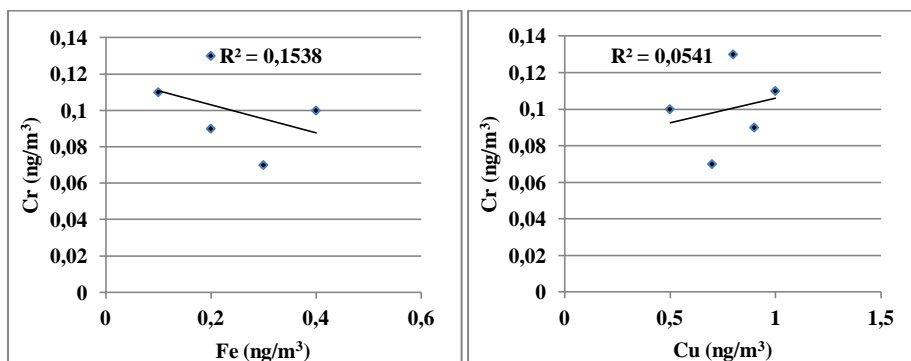
Corrélation entre le *Cu* et le *Fe* Corrélation entre le *Mn* et le *Cu*



Corrélation entre le *Cr* et le *Ni* Corrélation entre le *Fe* et le *Pb*

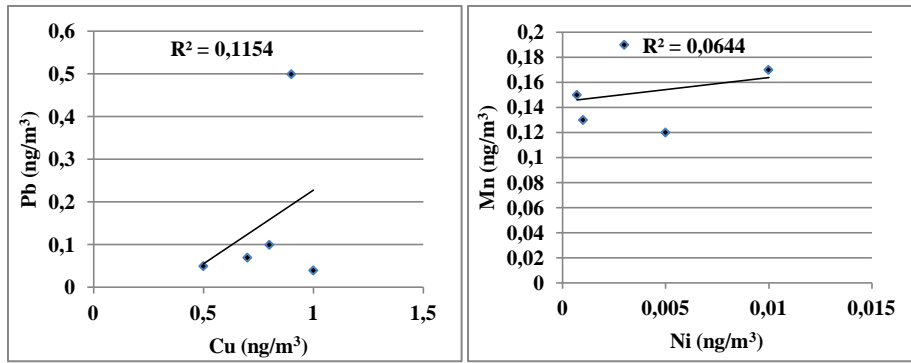


Corrélation entre le *Fe* et le *Ni* Corrélation entre le *Mn* et le *Fe*

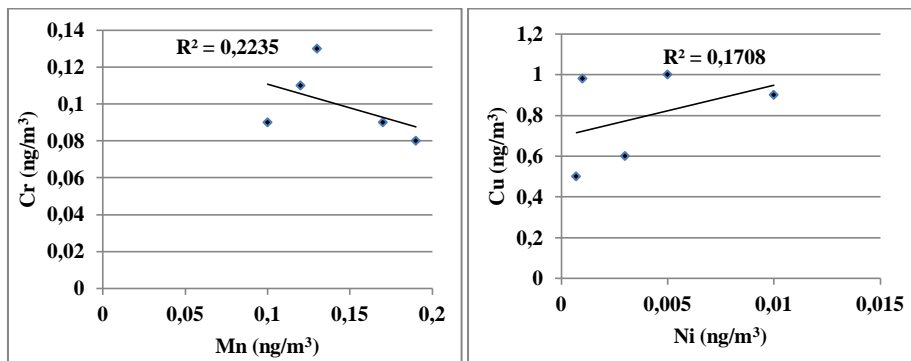


Corrélation entre le *Cr* et le *Fe* Corrélation entre le *Cr* et le *Cu*

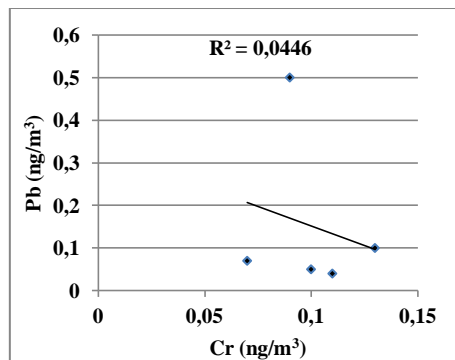
**Figure N° 64 a:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>1</sub>.



Corrélation entre le **Pb** et le **Cu** Corrélation entre le **Mn** et le **Ni**



Corrélation entre le **Cr** et le **Mn** Corrélation entre le **Cu** et le **Ni**



Corrélation entre le **Pb** et le **Cr**

**Figure N°65 b:** Corrélation des métaux lourds dans les PM<sub>1</sub>.