

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

Thèse de Doctorat en Sciences

Génie de l'Environnement

Présentée par :

TALBI ABDELHAMID

Magister en Génie de l'environnement

Thème

**Etude de la pollution de l'air par les
particules fines, en milieu trafic routier et
urbain, à Alger**

Directeur de thèse : Mr. R. KERBACHI Professeur à l'ENP

Présenté(e) et soutenue publiquement le (14/12/2021)

Composition du Jury :

Présidente du jury : Mme. N. BELHANECHÉ	Professeur	ENP.
Examineurs : Mr. A. CHERGUI	Professeur	ENP.
Mr. H. ALI-KHODJA	Professeur	U. Constantine.
Mr. Y. MOUSSAOUI	Professeur	U. Ouargla.
Mme F. BOUMECHHOUR	MCA	U. Boumerdès.
Invité : Mr. M. BOUGHEDAOU	Professeur	U. Blida

ENP 2021

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

Thèse de Doctorat en Sciences

Génie de l'Environnement

Présentée par :

TALBI ABDELHAMID

Magister en Génie de l'environnement

Thème

**Etude de la pollution de l'air par les
particules fines, en milieu trafic routier et
urbain, à Alger**

Directeur de thèse : Mr. R. KERBACHI Professeur à l'ENP

Présenté(e) et soutenue publiquement le (jj/mm/aaaa)

Composition du Jury :

Présidente du jury :	Mme. N. BELHANECHÉ	Professeur	ENP.
Examineurs :	Mr. A. CHERGUI	Professeur	ENP.
	Mr. H. ALI-KHODJA	Professeur	U. Constantine.
	Mr. Y. MOUSSAOUI	Professeur	U. Ouargla.
	Mme F. BOUMECHHOUR	MCA	U. Boumerdès.
Invité :	Mr. M. BOUGHEDAOU	Professeur	U. Blida

ENP 2021

ملخص:

تمت دراسة تركيزات الجزيئات الصلبة الدقيقة (PM) التي تقل عن $1 \mu\text{m}$ و $2.5 \mu\text{m}$ و $10 \mu\text{m}$ ومكوناتها من المعادن الثقيلة وذلك بأخذ العينات في موقعين مختلفين في الجزائر العاصمة، موقع حضري و موقع قريب من الحركة المرورية. تم تنفيذ أخذ العينات لمدة عامين باستخدام جهاز أخذ العينات عالية الأحجام (HVS) المجهزة برأس PM10 وفاصل مكون من أربع طوابق. تم إجراء تحليل المعادن الثقيلة المرتبطة بالجزيئات (PM) بواسطة تحليل الأشعة السينية الفلورية (XRF). كانت التركيزات السنوية المتوسطة لكل من PM1 و PM2,5 و PM10 هي 18.2؛ و 32.23 و $60.01 \mu\text{g m}^{-3}$ في كلا الموقعين الحضري والقريب من الحركة المرورية، على التوالي. تتراوح التركيزات اليومية من PM1 ، PM2.5 و PM10 المسجلة في موقع الحركة المرورية بين 13.46 إلى $25.59 \mu\text{g m}^{-3}$ ، 20.82 إلى $49.85 \mu\text{g m}^{-3}$ و 45.90 إلى 77 ، $23 \mu\text{g m}^{-3}$ على التوالي. على مستوى موقع الخلفية الحضرية، تراوحت بالنسبة ل PM1 ، PM2,5 و PM10 من 10.45 إلى $26.24 \mu\text{g m}^{-3}$ ، 18.53 إلى $47.58 \mu\text{g m}^{-3}$ و 43.8 إلى $91.62 \mu\text{g m}^{-3}$. متوسط المستويات السنوية لل PM10 و PM2.5 يتجاوز إلى حد كبير المعايير الدولية. تم تأكيد المعادن الثقيلة المرتبطة بال PM بواسطة المجهر الإلكتروني (MEB-EDX) المجهزة بالأشعة السينية. أظهرت نقاط مختلفة من التحليل PM2.5 بواسطة MEB-EDX وجود تسعة عشر العناصر البشرية والطبيعية، من بين المعادن الثقيلة ، تم العثور على الرصاص بكمية لا تتجاوز 5 % من مجموع الجزيئات التي تم دراستها. ولتحديد مساهمات مختلف المصادر في العينتين، تم تطبيق تحليل المجمع الرئيسي (PCA) على النتائج التي تم جمعها. حدد التحليل الإحصائي مساهمات المصادر البشرية والطبيعية. كانت حركة المرور على الطرق هي المصدر الرئيسي لتدهور جودة الهواء في الجزائر العاصمة. في كلا الموقعين، نسبة PM2,5 / PM10 أقل من مستويات البلدان المتقدمة.

الكلمات المفتاحية: PM10 ، PM2,5 ، PM1 ، غبار الصحراء ، XRF ، MEB-EDX ، المعادن الثقيلة ، الجزائر.

Abstract: Concentrations of particulate matter less than $1 \mu\text{m}$, $2.5 \mu\text{m}$, $10 \mu\text{m}$ and their contents of heavy metals were investigated in two different stations, urban and roadside at Algiers (Algeria). Sampling was conducted during two years by a high volume samplers (HVS) equipped with a cascade impactor at four levels stage, for one-year sampling. The characterization of the heavy metals associated to the particulate matter (PM) was carried out by X-Ray Fluorescence analysis (XRF). The annual average concentration of PM₁, PM_{2.5} and PM₁₀ in both stations were 18.24, 32.23 and $60.01 \mu\text{g m}^{-3}$ respectively. The PM₁, PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations in roadside varied from 13.46 to $25.59 \mu\text{g m}^{-3}$, 20.82 – $49.85 \mu\text{g m}^{-3}$ and 45.90 – $77.23 \mu\text{g m}^{-3}$ respectively. However, in the urban station, the PM₁, PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations varied from 10.45 to $26.24 \mu\text{g m}^{-3}$, 18.53 – $47.58 \mu\text{g m}^{-3}$ and 43.8 – $91.62 \mu\text{g m}^{-3}$. Annual average PM₁₀ and PM_{2.5} levels greatly exceed international standards. The heavy metals associated to the PM were confirmed by Scanning Electron Microscopy-Energy Dispersive X-Ray analyses (SEM-EDX). The different spots of PM_{2.5} analyses by SEM-EDX shows the presence of nineteen elements with anthropogenic and natural origins, within the heavy metal detected, the lead was found with maximum of 5% (weight percent). In order to determine the source contributions of PM levels at the two sampling sites sampling, principal compound analysis (PCA) was applied to the collected data. Statistical analysis confirmed anthropogenic source with traffic being a significant source and high contribution of natural emissions. At both sites, the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio is lower than that usually recorded in developed countries.

Keywords: PM10, PM2.5, PM1, Desert dust, XRF, SEM-EDX, Heavy metals, Algeria.

Résumé : Les concentrations de matières particulaires de moins de $1 \mu\text{m}$, $2,5 \mu\text{m}$, $10 \mu\text{m}$ et leur composition en métaux lourds ont été étudiées dans deux sites d'échantillonnage différentes, urbain et trafic routier à Alger. L'échantillonnage a été effectué pour une période de deux années en utilisant un échantillonneur à haut débit (HVS) équipé d'une tête PM10 et d'un cascadeur à quatre étages. La caractérisation des métaux lourds associés à la matière particulaire (PM) a été réalisée par fluorescence X (XRF). Les concentrations moyennes annuelles de PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ s'élevaient respectivement dans les deux sites étudiés à 18,2, 32,23 et 60,01 $\mu\text{g m}^{-3}$. Les concentrations journalières de PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ enregistrées au niveau du site de trafic routier variaient entre 13,46 à 25,59 $\mu\text{g m}^{-3}$, 20,82 à 49,85 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 45,90 à 77,23 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivement. Au niveau du site de fond urbain les concentrations journalières en PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ variaient de 10,45 à 26,24 $\mu\text{g m}^{-3}$, 18,53 à 47,58 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 43,8 à 91,62 $\mu\text{g m}^{-3}$. Les teneurs moyennes annuelles de PM₁₀ et PM_{2,5} dépassent largement les normes internationales. La présence des métaux lourds associés aux PM et la morphologie des particules ont été caractérisés en utilisant la spectrométrie à dispersion d'énergie (EDX) couplée au microscope électronique à balayage (MEB). Les différentes particules de PM_{2,5} caractérisées par MEB-EDX ont montré la présence de plusieurs éléments métalliques d'origine anthropique et naturelle. Parmi les métaux lourds détectés, il a été constaté que le plomb a atteint un pourcentage massique moyen de 5% sur l'ensemble des PM étudiés. Afin de déterminer la contribution des sources sur les niveaux de PM prélevées, l'analyse en composantes principales (PCA) a été utilisée sur l'ensemble des résultats obtenus. L'analyse statistique a déterminé les contributions d'origine anthropique et naturelle. Le trafic routier était la source principale de dégradation de la qualité de l'air à Alger. Sur les deux sites, le rapport PM2.5 / PM10 est inférieur à celui habituellement enregistré dans les pays développés.

Mots clés: PM10, PM2,5, PM1, poussières de desert, XRF, MEM-EDX, métaux lourds, Algérie.

Remerciement

Je remercie Allah le tout puissant de m'avoir aidé à affronter les contraintes pour l'élaboration de ce modeste travail. J'exprime toute ma gratitude à mon directeur de thèse, Monsieur KERBACHI Rabah professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, pour m'avoir proposé ce thème de recherche et pour son soutien tout au long de la préparation de cette thèse. Je remercie Madame Naima BELHANECHÉ, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, de m'avoir honoré de présider le jury. J'exprime ma reconnaissance à Monsieur Abdelmalek CHERGUI, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, Hocine ALI-KHODJA, professeur à l'Université de Constantine, Monsieur Yacine MOUSSAOUI, Professeur à l'Université de Ouargla, Mme Fatima BOUMECHHOUR Maître de conférences/A à l'Université de Boumerdès et Mr.Ménouer BOUGHEDAOU, Professeur à l'Université de Blida, pour avoir accepté d'examiner mon travail de recherche et de faire partie des membres de mon jury de thèse. Je tiens, tout particulièrement, à témoigner une vive reconnaissance à tous les personnes qui m'ont aidé de près ou de loin afin d'achever ce travail de recherche, je cite en particulier : Mr. Yacine KERCHICH pour son aide pour la rédaction de l'article scientifique. Enfin, je ne remercierai jamais assez mes parents, ma petite famille, mes frères et sœurs pour leur soutien inconditionnel et continu durant mon cursus de post graduation.

Table des matières

Liste des tableaux

Liste des Figures

INTRODUCTION	10
Chapitre 1. GENERALITES SUR LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES	14
1.1. Définition des particules	14
1.2. Mécanismes de formation des particules	14
1.3. Leurs principales origines	16
1.4. Critères de classification des particules	19
1.4.1. Granulométrie	19
1.4.2. Le nombre de particules	20
1.4.3. Composition des particules	20
1.4.4. Durée de vie des particules	22
1.4.5. Particules diesel	22
Chapitre 2. PROBLEMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR LES PARTICULES FINES EN ALGERIE	25
2.1. Généralités	25
2.2. Pollution urbaine	26
2.2.1. Cas de l'agglomération d'Alger	27
2.2.2. Emissions globales du trafic routier	27
2.2.3. Consommation des carburants	30
2.3. Pollution industrielle	30
2.4. Combustion des déchets	31
2.5. Etudes épidémiologiques	31
2.6. Réseaux de mesures en Algérie	32
Chapitre 3. MODELISATION PAR MODEL HYSPLIT DE LA NOAA	35
3.1 Model HYSPLIT de la NOAA	35
3.2. Les étapes d'obtention des rétro trajectoires avec HYSPLIT	36
3.3. Model Modis de la NASA	38
3.4. Cartes d'aérosol	39
Chapitre 4. METHODOLOGIE EXPERIMENTALE	41
4.1 Sites et périodes de prélèvement	41
4.2 Mode de prélèvement	42
4.3 Techniques d'analyses	44

4.3.1	Microscopie Electronique à Balayage (MEB-EDX)	44
4.3.2	Analyse XRF	45
4.3.3	Analyses statistiques	46
Chapitre 5. RESULTATS ET DISCUSSIONS		48
5.1	Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PMi.....	48
5.2	Corrélations entre PM10, PM2,5 et PM1	53
5.3	Influence des facteurs météorologiques.....	56
5.4	Distribution massiques des PM.....	57
5.5.	Etude des métaux lourds contenus dans les particules inhalables	60
5.6.	Facteurs d'enrichissement	62
5.6.1.	Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques au niveau du site trafic routier	63
5.6.2.	Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques au niveau du site urbain de fond	65
5.7.	Corrélation entre les métaux lourds	67
5.8.	Caractérisation des PM2,5 par MEB-EDX.....	71
5.9.	Risque pour la santé lié aux éléments métallique contenus dans les PM	73
CONCLUSION.....		78
BIBLIOGRAPHIE		81

Liste des tableaux

Tableau 1 : Flux global d'émissions mondiales de matière particulaire (en méga tonne) dans la troposphère.

Tableau 2 : Teneurs moyennes et maximales des PM mesurées à l'ENP et à El Mohammadia.

Tableau 3 : Comparaison des teneurs atmosphériques en PM mesurées à Alger avec certaines normes.

Tableau 4 : Corrélations entre les fractions PM.

Tableau 5 : Corrélations entre les fractions PM et les facteurs météorologiques.

Tableau 6 : Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique pour le site trafic routier.

Tableau 7 : Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique pour le site urbain.

Tableau 8 : Calcul de la distribution modale des particules pour le site urbain.

Tableau 9 : Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques étudiés dans les PM de l'air ambiant en site de proximité de trafic routier.

Tableau 10 : Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques étudiés dans les PM de l'air ambiant en site urbain de fond.

Tableau 11 : Corrélations entre Pb et As dans les PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀.

Tableau 12 : Résultats de l'analyse des composants principaux (ACP) dans les fractions PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ pour le site trafic routier.

Tableau 13 : Résultats de l'analyse des composants principaux (PCA) dans les fractions PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ pour le site urbain.

Tableau 14 : Liste des paramètres utilisés pour le calcul de l'exposition spécifique.

Tableau 15 : Données sur le risque unitaire d'inhalation (IUR) et la concentration de référence (RfC) de la base de données US EPA.

Tableau 16 : Risques cancérigènes (RC) par exposition par inhalation chez l'adulte et l'enfant.

Tableau 17 : Risques non cancérigènes (THQ) par exposition par inhalation chez l'adulte et l'enfant.

Liste des Figures

- Fig. 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 μm .
- Fig. 2 : Différents modes de formation des aérosols.
- Fig. 4 : Représentation schématisée 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.
- Fig. 5 : Granulométrie des particules suivant les origines.
- Fig. 6 : Composition relative de l'aérosol atmosphérique dans des masses d'air A) marine, B) rurale et C) urbaine.
- Fig. 7 : Structure élémentaire d'une particule diesel.
- Fig. 8 : Part du PIB des dommages liés à la dégradation de l'environnement dans différents pays méditerranéens.
- Fig. 9 : Evolution des émissions globales de polluants (CO, NOX, PM , COV).
- Fig. 10 : Evolution des émissions de particules de véhicules diesel en Algérie.
- Fig. 11 : Exemple d'une carte des retro trajectoire obtenus avec le modèle HYSPLIT.
- Fig. 12 : Exemple d'une carte sources d'aérosols obtenus avec le modèle MODIS.
- Fig. 13 : Localisation des deux sites de prélèvement (carte source Google).
- Fig. 14 : Photo de l'échantillonneur HVS installé au niveau de la mairie d'El-Mohammadia, Alger.
- Fig. 15 : Filtres de prélèvement.
- Fig. 16 : Photo de l'appareil de microscopie électronique à balayage (MEB- Quanta 250, Société FEI) couplée à la spectroscopie à rayons X.
- Fig. 17 : Photo de portatif XL3t XRF de marque Thermo Scientific NITON.
- Fig. 18 : Evolution journalière des concentrations de PM dans les deux sites d'échantillonnage urbain(a) et trafic routier (b).
- Fig. 19 : Evolution mensuelle des teneurs en PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ en site de proximité trafic.
- Fig. 20 : Evolution mensuelle des teneurs en PM₁, PM_{2,5} et PM₁₀ en site urbain de fond.
- Fig. 21 : Tracé des trajectoires des masses d'air lors d'un épisode de poussières à Alger.
- Fig. 22 : Rapports annuels moyens de PM_{2,5}/PM₁₀, PM₁/PM₁₀ et PM₁/PM_{2,5} en sites urbain et trafic routier.
- Fig. 23 : Distribution bimodale des PM.
- Fig. 24 : Concentrations moyennes annuelles des métaux lourds dans les PM₁ ; PM_{2,5} et PM₁₀ en site de proximité de trafic routier.
- Fig. 25 : Concentrations moyennes annuelles des métaux lourds dans les PM₁ ; PM_{2,5} et PM₁₀ en site urbain de fond.
- Fig. 26 : Profil des facteurs d'enrichissements des éléments traces métalliques par rapport à l'élément de référence Sc dans les PM de l'air ambiant en site de proximité de trafic routier.
- Fig. 27 : Profil des facteurs d'enrichissements des éléments traces métalliques par rapport à l'élément de référence Sc dans les PM de l'air ambiant en site urbain de fond.
- Fig. 28 : Image MEB des particules de PM_{2,5} collectées en site urbain le 15 Mai 2015.
- Fig. 29 : Spectre EDX des particules de PM_{2,5}.

Liste des abréviations

BC : Black carbon.

BTP : Bâtiment et Travaux publics.

CEREFÉ : Le commissariat aux énergies renouvelables et à l'efficacité énergétique.

CET : Centres d'Enfouissement Techniques.

EC : Principalement d'origine primaire.

ETM : Élément trace métallique.

FE : Facteur d'enrichissement.

GPL : Carburant ou GPL-c.

GPL : Gaz de pétrole liquéfiés.

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques.

HYSPLIT : Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model.

NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration.

OC : Composante organique.

OMS : l'Organisation Mondiale de la Santé.

ONS : l'Office National des Statistiques.

PM: Particulate Matter.

SOF : Soluble Organic Fraction.

TAPD : Taxe sur les Activités Polluantes ou Dangereuses.

TEP : Tonnes équivalent pétrole.

INTRODUCTION

Les matières particulaires atmosphériques ou les PM (Particulate Matter en anglais) sont considérées depuis plusieurs années comme étant un indicateur majeur de la qualité de l'air en milieu urbain [1-2].

Ces polluants particulaires sont généralement subdivisés en trois classes granulométriques qui sont les particules fines (les PM10) de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 μm , les particules très fines (PM2,5) de taille inférieure à 2,5 μm et les particules ultrafines de taille inférieure à 1 μm .

Selon leur source d'émission, les PM d'origine anthropique ou naturelle, sont composées principalement, d'un mélange complexe de composés organiques et de carbone élémentaire issus des procédés de combustion, de particules secondaires dues à la conversion gaz-particules, des éléments minéraux liés à l'érosion des sols et à la remise en suspension des poussières et de métaux lourds qui jouent un rôle important dans la toxicité des aérosols [3-6]. Un grand nombre d'études relatives à la santé, ont reconnu que les particules fines, particulièrement celles de taille submicronique, pénètrent profondément dans les poumons et provoquent des maladies respiratoires et pulmonaires chroniques [7-8]. Diverses études épidémiologiques ont montré que les PM2,5 sont associées à différentes maladies telles que l'asthme et la broncho-pneumopathie chronique obstructive, qui affectent, en particulier, les enfants et les personnes fragiles [9-10]. De part leur finesse et les composés qu'elles véhiculent, les PM1 et PM2,5 sont plus toxiques que les PM10 [11] qui sont connues pour leurs propriétés cytotoxiques et pro-inflammatoires [10, 12, 13, 14].

En plus de leurs effets sur la santé, les PM ont un effet aussi sur l'environnement et en particulier sur le bilan radiatif de la terre. Ce dernier peut être affecté de plusieurs manières : de façon directe en diffusant et en absorbant le rayonnement solaire incident, et de façon indirecte via la modification des propriétés des nuages. Ces deux types d'effets ont pour conséquence de diminuer l'absorption du rayonnement solaire par la surface [15].

La taille des particules est alors la caractéristique la plus étudiée en termes de classification et de nuisance sur la santé. Cependant, si d'autres caractéristiques telles que la composition chimique des particules sont considérées, le risque pour la santé et les dégâts seraient probablement plus importants [16-17]. A cet effet, la caractérisation des paramètres physico-chimiques et morphologiques d'un complexe de mélange de particules organiques et inorganiques est indispensable, pour non seulement connaître l'ampleur des éléments toxiques

contenus dans ces dernières, mais aussi l'identification des sources d'émission qui contribuent aux concentrations élevées de particules dans l'atmosphère. Ils existent plusieurs techniques de caractérisation. La spectroscopie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP - AES), la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP - MS) et la spectrométrie de fluorescence à rayons X (XRF), sont souvent utilisées pour déterminer la concentration des métaux lourds dans un échantillon. Parmi ces techniques, c'est la XRF qui est la plus souvent utilisée pour analyser plusieurs éléments métalliques et non-métalliques dans des échantillons solides. Récemment, la méthode XRF a été préférée pour déterminer la composition chimique des particules atmosphériques [18-20]. Une autre technique a trouvé, depuis plusieurs années, une application très large dans le domaine de la pollution atmosphérique par les particules, et qui est l'utilisation du microscope électronique à balayage (MEB) couplé à la spectroscopie à rayons X à dispersion d'énergie (EDX). Cette dernière a facilité l'étude de la morphologie des particules et la composition chimique des particules individuelles [21].

Le Nord de l'Algérie a connu ces dernières années une urbanisation accélérée des grandes villes avec création de zones d'activités et industrielles qui ont engendré divers problèmes environnementaux. La mobilité s'est accrue et le parc automobile a fortement augmenté. Le pays compte plus de 6 millions de véhicules dont environ le quart est à Alger [22]. Ce parc automobile, qui est relativement âgé est de plus en plus diésélisé, engendre de plus en plus d'émissions de particules fines et de suies. C'est d'ailleurs à ce titre que par mesure de préservation de la qualité de l'air, plusieurs villes européennes (Londres, Berlin, Paris, etc.) se sont mises à interdire ou à réduire l'accès des véhicules Diesel au centre urbain.

A Alger, où le réseau de surveillance de la qualité de l'air est inopérant depuis 2009, il y a un manque sérieux et persistant de données relatives aux niveaux de pollution par les PM10, PM2,5 et PM1. Ces données sont, cependant, essentielles pour la mise en œuvre, le suivi et l'évaluation des politiques de lutte contre la pollution de l'air et de mesures de protection de la santé des citoyens. Il existe certes, des travaux ponctuels de chercheurs scientifiques qui renseignent un peu sur l'ampleur de la problématique à Alger [23-26] mais ces données sont insuffisantes et méritent d'être développées [27-29].

Sur le plan réglementaire, plusieurs pays ont révisé leurs anciennes directives et normes sur la qualité de l'air et ont proposé de nouvelles réglementations plus sévères. Les directives de la qualité de l'air de l'Union européenne (UE) ont fixé la limite moyenne annuelle des PM10 à $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. En ce qui concerne les PM2,5, l'Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement (EPA) a réduit la limite annuelle de $15 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à $12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [30-32].

Selon le rapport relatif à la base de données de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) sur la pollution de l'air urbaine [14], le niveau de pollution par les PM10 dépasse largement la valeur de $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ dans la plupart des pays de l'Afrique, du Pacifique occidental, de l'Asie du Sud-Est et de la Méditerranée orientale et atteint la valeur de $350 \mu\text{g.m}^{-3}$ à Riyad en Arabie Saoudite. Le même rapport, dans son volet portant sur l'estimation de la charge de morbidité imputable aux facteurs environnementaux, indique qu'en Algérie, le taux de décès prématurés, causé par les PM, et en particulier les PM2,5, atteint le chiffre de 11400 décès par an [14].

Les particules fines véhiculent également, dans différentes proportions, des métaux lourds qui accentuent leur nocivité. Pour le plomb (Pb), par exemple, qui agit sur le système nerveux, les niveaux enregistrés sont de 195 ng.m^{-3} à Hangzhou (Chine) [33] 555 ng.m^{-3} à Izmir (Turquie) [34] et entre 80 à 2537 ng m^{-3} à Zabrze (Pologne) [35]. En Algérie, les teneurs en plomb ne sont certainement pas faibles, du fait que nous sommes l'un des derniers pays où le carburant plombé est encore utilisé.

C'est dans ce contexte que nous avons abordé ce travail sur l'évaluation de la pollution de l'air par les PM_i (i= 10; 2,5 et 1) en milieu urbain à Alger. Le but de la thèse est d'améliorer nos connaissances sur l'ampleur de la pollution et ses sources d'émissions. Elle nous permettra d'appréhender l'ampleur de la pollution par les particules atmosphériques et de saisir les phénomènes qui régissent son transport et l'interaction des facteurs météorologiques. Le volet lié à la caractérisation des particules (morphologie et métaux lourds associés aux particules) sera également abordé.

L'étude des trois classes granulométriques de particules PM10, PM2,5 et PM1 se fera en deux types de sites, un site de proximité trafic routier et un site urbain de fond à l'est d'Alger.

Chapitre 1

GENERALITES SUR LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES

1.1. Définition des particules

Le mot « particule » a plusieurs significations selon le domaine concerné (chimie, physique, thermique...). Ainsi, dans le domaine de la protection de l'environnement, une particule désigne une petite partie de matière solide ou liquide en suspension dans l'air ou déposée sur une surface et susceptible de se mettre en suspension. Les particules en suspension ne forment pas un seul et unique polluant de l'air, mais représentent plutôt une classe de polluants constituée de plusieurs sous-classes variant dans une gamme de granulométrie de 0,005 μm à environ 100 μm . Chaque sous-classe de particules peut être constituée de ou contenir différentes espèces chimiques. Ainsi, selon leur origine, les particules ont une gamme de taille et une composition physico-chimique très variables, c'est pourquoi différentes terminologies existent pour classer, définir ou nommer une classe de particules polluantes [36].

1.2. Mécanismes de formation des particules

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

- Les **PM10** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 μm) ou particules fines. Ces particules correspondent à la fraction qui va pénétrer dans l'appareil respiratoire jusque dans les voies aériennes supérieures [37]. Les particules dont le diamètre variant de 10 à 100 μm sont appelées les particules totales en suspension (TSP).
- Les **PM2,5** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 μm) ou particules très fines. Cette fraction parcourt l'appareil respiratoire jusqu'aux alvéoles pulmonaires [37-38].
- Les **PM1** (particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 1 μm) ou particules ultrafines (origine anthropique non contrôlée). Leur taille inférieure aux structures cellulaires leur confère des propriétés de pénétration au niveau intracellulaire spécifique [39-41].

La figure 1 illustre la forme de particules très fines selon leur dimension.

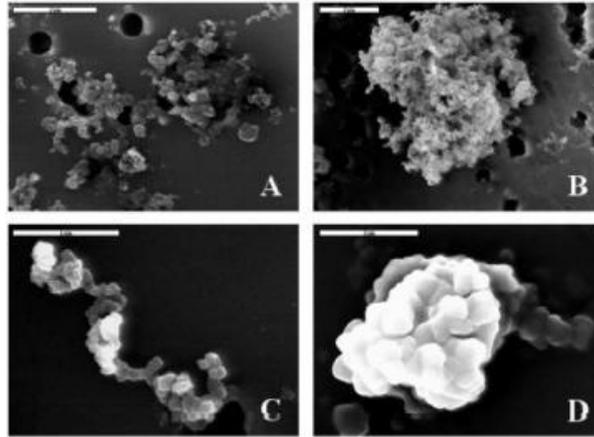


Fig. 1 : Microscopie électronique à balayage de particules collectées sur filtre dans l'atmosphère parisienne. (A) particules sphériques individuelles de quelques 10 nm de diamètre (B) chaînes et amas de particules de quelques 100 nm (C et D) coalescence de particules de suie de quelques μm [42].

La taille des particules détermine également leur temps de suspension dans l'atmosphère. En effet, si les PM10 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 PM2,5 peuvent rester en suspension pendant des jours, voire pendant plusieurs semaines. Par conséquent, ces dernières particules peuvent être transportées sur de longues distances [43]. 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 μm) 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. On distingue principalement les modes suivants (Figure 2):

- **Croissance par condensation** : lors de la nucléation, les agrégats formés augmentent 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 on dit que leur nombre décroît.
- **Cycle évaporation condensation** : les aérosols (gouttelettes) peuvent passer par plusieurs phases d'évaporation - condensation durant lesquelles la composition chimique évolue [42-44].

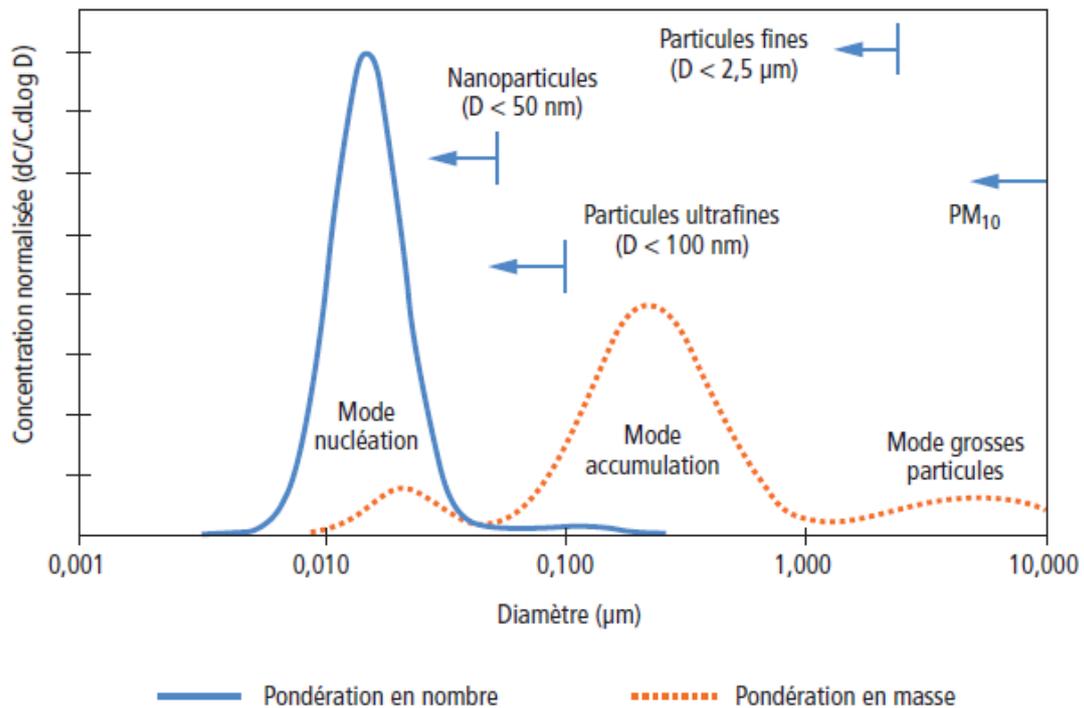


Fig. 2 : Différents modes de formation des aérosols [44].

Sur une plus longue distance, le devenir des aérosols dans l'atmosphère est gouverné par des phénomènes de convection ou de transport. De plus, les aérosols sont retirés de l'atmosphère par dépôt sur le sol. Enfin ces dépôts peuvent être remis en suspension: c'est la resuspension [44-45].

1.3. Leurs principales origines

Les particules sont principalement composées des substances suivantes : carbone suie appelé aussi "black carbon", de composés minéraux et organiques d'origines diverses ainsi que de sels solubles de sulfates, nitrates, ammoniums et chlorures. Elles peuvent être primaires ou secondaires en fonction de leur mécanisme de formation (Figure 3) [46].

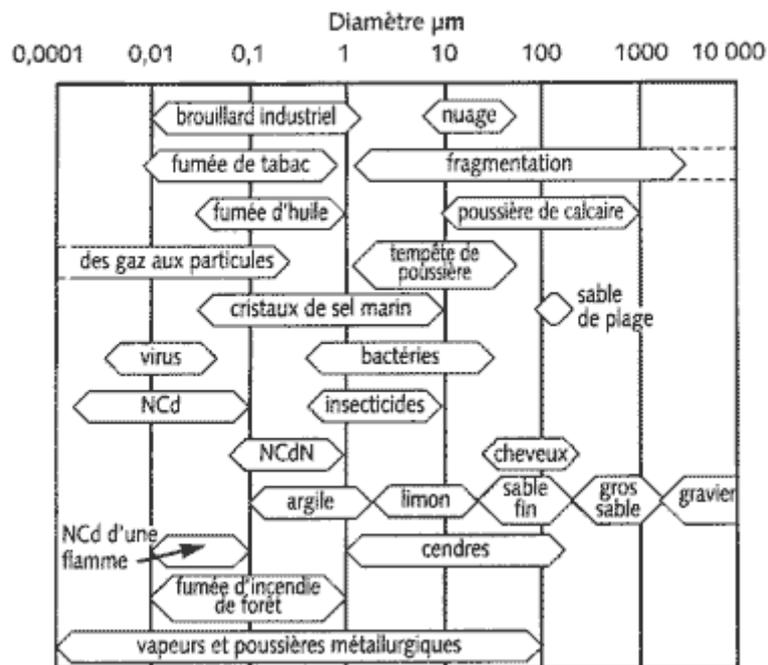


Fig. 3 : Différents émetteurs et diamètres des particules générées Ncd = Noyaux de Condensation, NCdN = Noyaux de condensation des nuages [47].

L'émission directe des particules primaires dans l'atmosphère est le résultat de procédés anthropiques ou naturels. Les principales sources anthropiques sont la combustion d'énergie fossile dans les véhicules automobiles et la production d'électricité et l'utilisation de combustibles fossiles domestiques (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 ainsi que les travaux d'excavation et les activités minières [46].

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 la fraction des particules très fines [46-48]. La figure 4 illustre les principales sources qui contribuent à l'émission de particules primaires et à la formation de particules secondaires. Le tableau 1 résume le flux global d'émissions mondiales de matière particulaire dans la troposphère.

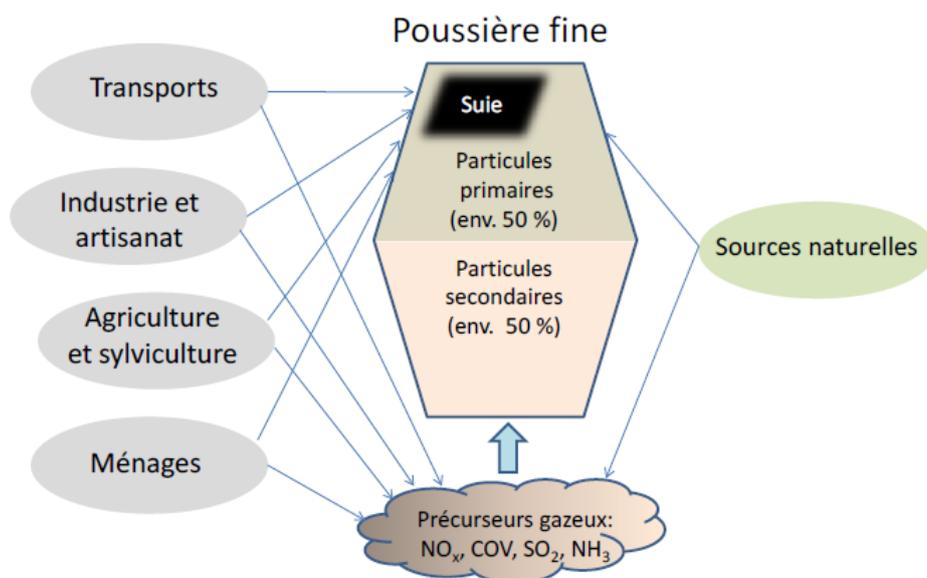


Fig. 4 : Représentation schématique simplifiée des poussières fines à partir de leurs composantes primaires et secondaires, ainsi que leurs sources. La suie constitue une partie des poussières fines primaires [48].

Tableau 1 : Flux global d'émissions mondiales de matière particulaire (en méga tonne) dans la troposphère [49].

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

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

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 [49].

1.4. Critères de classification des particules

1.4.1. 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 [50]. Les particules de diamètre inférieur à environ 60 µm, ont une vitesse de chute négligeable et restent en suspension dans l'air ; elles sont désignées par le terme PTS (Particules totales en suspension). Les PTS englobent naturellement les fractions PMi.

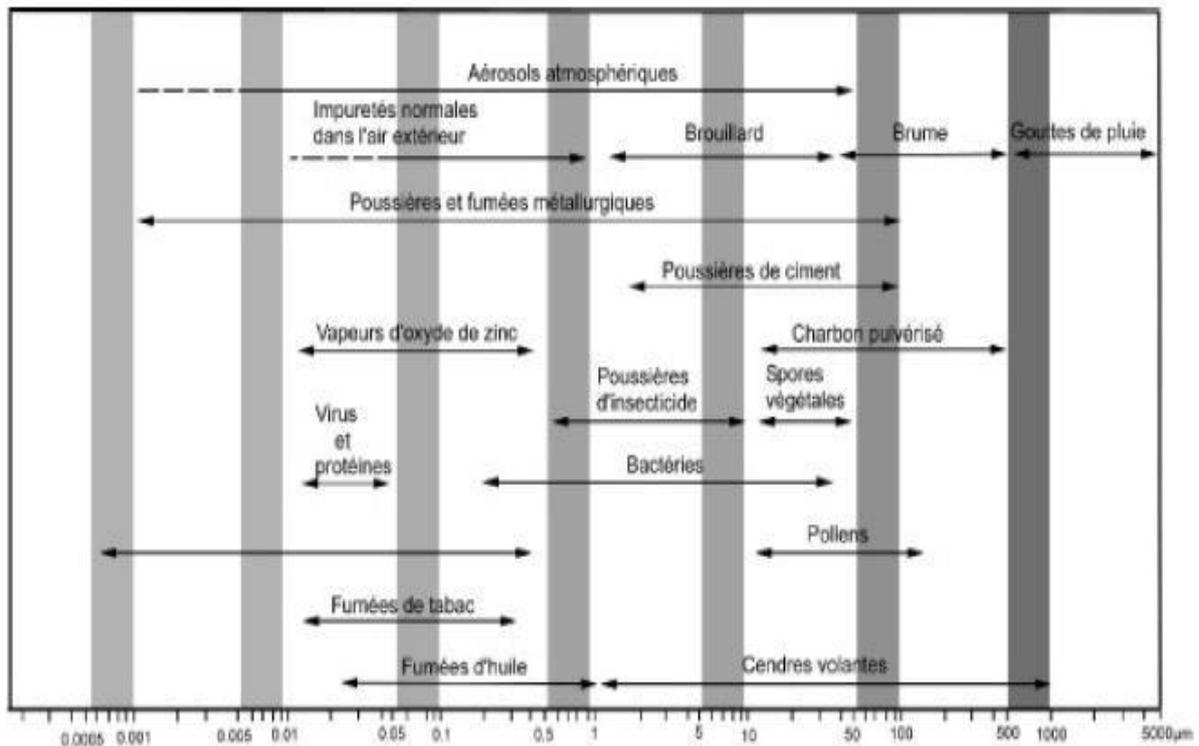


Fig. 5 : Granulométrie des particules suivant les origines [40].

1.4.2. Le nombre de particules

A côté de la taille, un autre paramètre tout aussi important est le nombre de particules par centimètre cube (Nb/cm^3) qui diffère selon la nature du site de prélèvement ; les concentrations extrêmes varient de 900 à 150 000 particules au cm^3 dans les grandes agglomérations [50].

1.4.3. Composition des particules

Une autre caractéristique des particules en suspension est leur composition chimique.

La composition chimique des particules en suspension dépend de leur origine et des réactions qu'elles subissent au cours de leur séjour dans l'atmosphère.

Les principaux composés des particules sont :

- des composés minéraux et des sels (carbonate de calcium, chlorure de sodium, etc.) issus de phénomènes érosifs et de remises en suspension de poussières (érosions des sols et des routes, poussières désertiques, embruns, travaux de chantiers, etc.)
- des composés inorganiques tels les sulfates et les nitrates essentiellement formés secondairement dans l'atmosphère à partir de l'ammoniac et de formes acides (sulfurique et nitrique) produits par oxydation de soufre et d'azote ;

- des métaux, provenant d'émissions industrielles (sidérurgie, etc.), de phénomènes abrasifs (freinage des véhicules, remise en suspension, etc.), et de la combustion (chauffages, incinération, etc.) ;
- des composés carbonés : l'aérosol carboné est constitué d'une composante organique (OC) d'origine primaire et secondaire, regroupant plusieurs centaines de composés organiques différents, et d'une composante "black carbon" (BC) également appelé carbone-suie ou carbone élémentaire (EC), principalement d'origine primaire ;
- des composés d'origine biogène comme par exemple les pollens, les spores et divers micro-organismes (champignons, bactéries...).

La composante organique quant à elle représente, en milieu urbain, 5 à 20 % de la masse des particules totales [37, 44, 51]. En ce milieu, les particules sont plus enrichies en suies (carbone élémentaire) et en nitrates issues de la transformation des NOx (Figure 6).

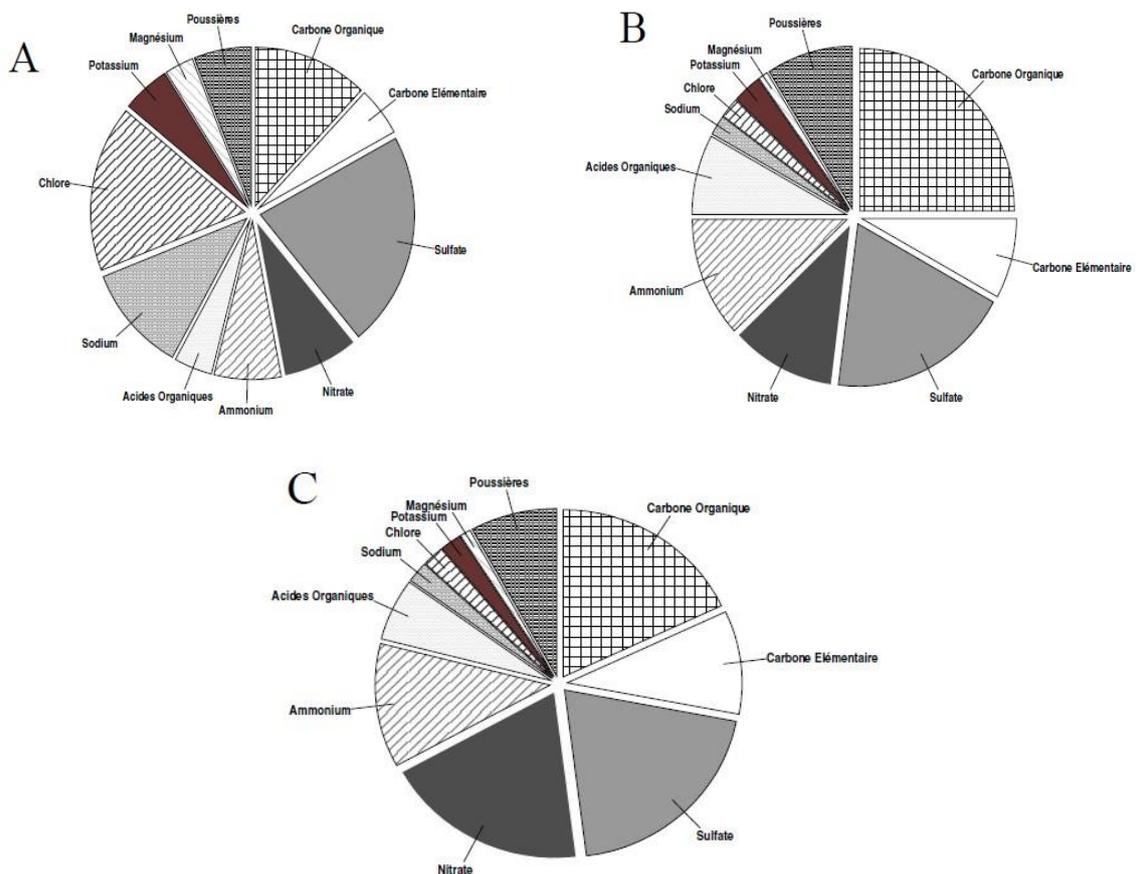


Fig. 6 : Composition relative de l'aérosol atmosphérique dans des masses d'air A) marine, B) rurale et C) urbaine [52].

1.4.4. Durée de vie des particules

Le temps 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, et en raison de leur taille, les particules ultrafines se comportent pratiquement comme des gaz et grossissent assez rapidement par condensation à la 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 μm qui ont les durées de vie les plus élevées. On les classe dans le mode « accumulation » (voir figure 2) 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 [53].

1.4.5. Particules diesel

Une classe spéciale de particules. La matière solide contenue dans les gaz d'échappement des moteurs diesel est connue sous le nom de particules diesel (DPM). Plus de 90 % des MPD ont un diamètre inférieur à 1 μm et constituent donc un sous-ensemble des PM_{2,5}.

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 [54].

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 (SO_2 , NO_x , 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 [55].

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

En Algérie d'après l'Office National des Statistiques (ONS), en 2018 le parc automobile compte environ 65,04 % 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 [56].

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. S'y trouvent également des dérivés minéraux (SO₂, sulfates...) et métalliques [57]. La figure 7 illustre la structure d'une particule diesel.

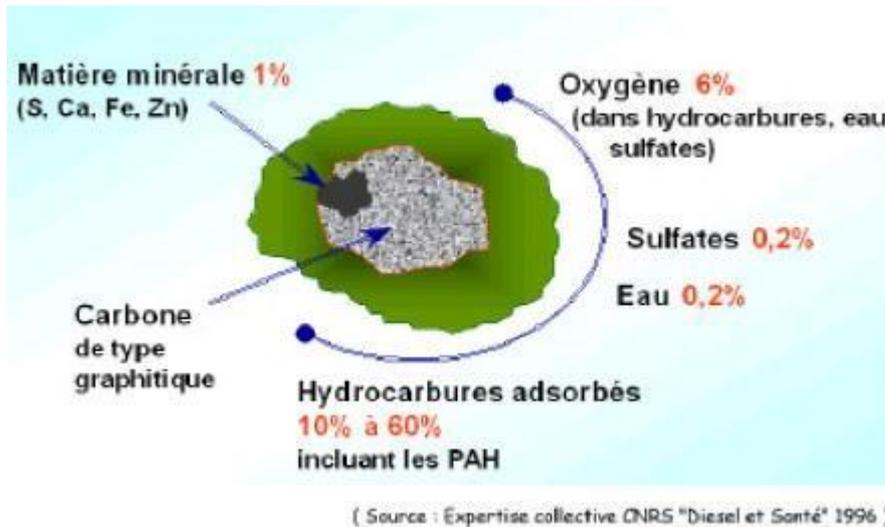


Fig. 7 : Structure élémentaire d'une particule diesel [46].

Les voitures diesels sont dans la ligne de mire de plusieurs grandes villes européennes, et notamment dans le nord. Depuis le 1er janvier 2020, il est en effet interdit de circuler au volant d'un véhicule diesel à Copenhague (Danemark) et à Oslo (Norvège). A Amsterdam (Pays-Bas), Berlin, Londres et Paris pour les diesels plus âgés.

Chapitre 2

PROBLEMATIQUE DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE PAR LES PARTICULES FINES EN ALGERIE

2.1. 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 en constante amélioration, 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 [58-60]. La combustion à l'air des déchets urbains constitue également une source non négligeable de pollution atmosphérique [25, 26, 61].

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 [60-63]. 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 urbains. Toutes les estimations futures dans le bassin méditerranéen prévoient une tendance à la hausse du trafic à l'horizon 2025 pour ces pays [62-63].

Selon les estimations de la banque mondiale (2004), la part des coûts annuels des impacts sur l'environnement en Algérie dus seulement à la pollution de l'air et aux émissions des gaz à effet de serre sont de 2% du PIB tandis que toutes les sources de pollution confondues représentent 5,5% du PIB. La figure 8, bien que se référant à une période de plus de 20 ans, montre l'importance des coûts des différents impacts causés et le rang de l'Algérie par rapport aux autres pays comparables et limitrophes [65].

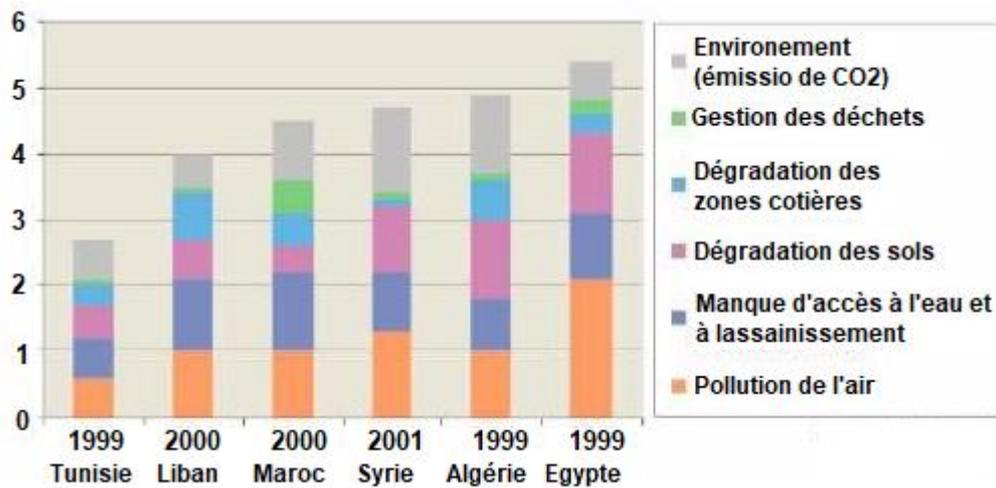


Fig. 8 : Part du PIB des dommages liés à la dégradation de l'environnement dans différents pays méditerranéens [64].

2.2. Pollution urbaine

La pollution de l'air en milieu urbain est dans la majorité des cas d'origine automobile. A Alger qui a fait l'objet de quelques études, elle dépasse les normes recommandées par l'OMS pour divers polluants réglementés. Dans certaines autres villes telles que Annaba, Arzew, Ghazaouat, et aussi à Alger, l'air est pollué par les industries existantes qui libèrent dans l'atmosphère des émissions, souvent non traitées. Ces émissions chargées de particules fines exercent des effets particulièrement néfastes et sont reconnus comme étant 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 [65].

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 [64].

En 2018, l'Office National des Statistiques (ONS) a évalué le parc automobile national à 6.418.212 véhicules dont :

- 65,04 % de véhicules diesel
- 34,96 % de véhicules à essence

Le nombre de véhicules convertis au GPL est évalué quant à lui à 325.000 véhicules à la fin de Février 2018.

Depuis l'installation des usines de montage et de fabrication de véhicules en 2018 en Algérie le nombre de véhicules est passé de 6,1 millions de voitures en 2017 à 6,4 millions de

véhicules à la fin 2018, enregistrant ainsi une hausse de 255.670 unités, soit une hausse de près de 4,15%.

La répartition du parc national roulant selon les tranches d'âge des véhicules montre que le nombre des moins de 5 ans a atteint 24,08 % de la totalité du parc, de 5 à 9 ans 15,70 %, de 10 à 14 ans à 8,95 %, de 15 à 19 ans 3,29 % et de 20 ans et plus 47,98 %. Ces chiffres montrent que l'âge global du parc automobile national reste toujours critique [61].

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, Tizi-Ouzou). La capitale comptait près de 1,6 million de voitures en 2018. Par wilaya, les cinq premières wilayas qui ont enregistré le plus grand nombre de véhicules en 2018 étaient Alger, avec 1.689.242 unités (26,32% de la totalité), Blida avec 351.275 (5,47%) et Tizi-Ouzou avec 213.618 (3,33%). [61].

2.2.1. Cas de l'agglomération d'Alger

La wilaya d'Alger qui est un cas particulier dans le pays de par le fait qu'elle est la capitale où la plupart des institutions, sociétés industrielles et commerciales sont domiciliées, a 1/4 du parc national.

Il est enregistré en 1990, 1,1 million de déplacements, et on s'attend en 2020 à 2025 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 dans les prochaines années de l'ordre de 50% si l'état décide de reprendre l'importation ou la fabrication des véhicules. 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 [64].

2.2.2. Emissions globales du trafic routier

Les émissions des polluants CO, COV, NO_x et Pb ont augmenté depuis 1980 jusqu'à 1992 pour décroître de manière continue jusqu'à 2005. Les matières particulaires et le CO₂ ont augmenté durant la même période, mais se sont stabilisés au cours des années 1990 pour croître de nouveau durant les années 2000. Pour la période 1980-1992, 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, après 1990, 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 véhicules particuliers qui constitue la part dominante du parc (figure

9). 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 routiers. 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 [64].

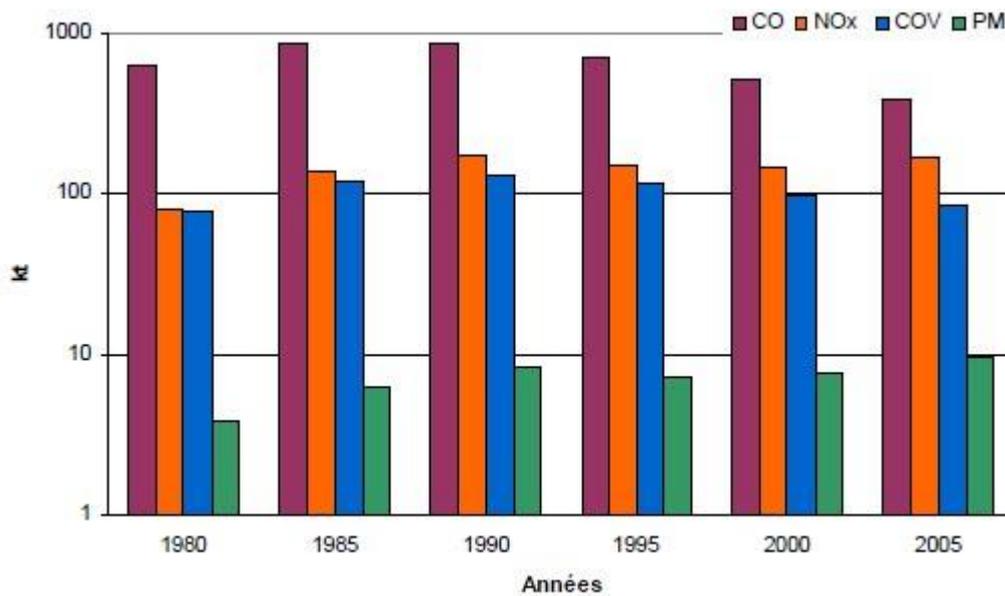
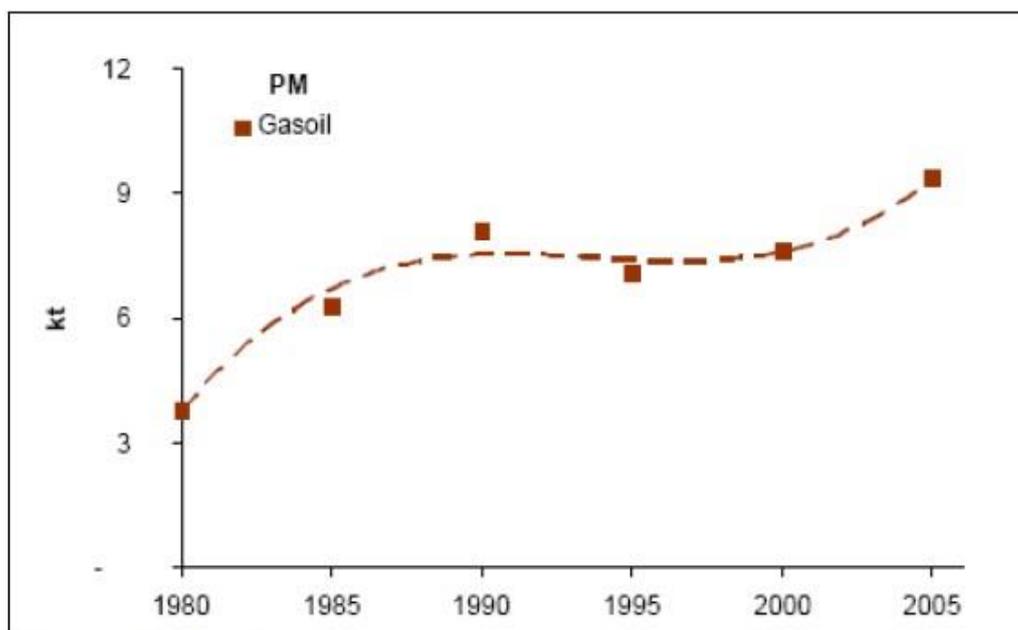


Fig. 9 : Evolution des émissions globales de polluants (CO, NOX, PM , COV)[68].

2.2.2.1. Emissions des particules

Les émissions de particules sont en nette croissance et on atteint 9,4 kT en 2005 avec un taux de croissance de 145% en 25 ans. 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 enjeu majeur en Algérie avec la croissance de la carburation diesel (Figure 10) [64] et la stratégie de développement des cimenteries et autres installations de matériaux de construction.



PM : particules fines

Fig. 10 : Evolution des émissions de particules de véhicules diesel en Algérie [64].

Ce type de pollution provient bien sûr du trafic automobile mais également aussi 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 est 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 [61].

2.2.2.2. Émissions 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 $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ avec des maxima de l'ordre de $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [65].

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 [61].

2.2.3. 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 [64].

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

En effet, malgré les mesures prises par l'état dans le cadre du programme national de l'efficacité énergétique pour la réduction de la facture énergétique nationale et en particulier la consommation totale en carburants (essences + gasoil + GPL) qui est la source principale d'émissions de polluants automobiles, la consommation énergétique ne cesse d'augmenter.

Selon la dernière évaluation réalisée par le commissariat aux énergies renouvelables et à l'efficacité énergétique (CEREFÉ), la consommation énergétique nationale a augmenté de 59% entre 2010 et 2019.

Le bilan a montré aussi que 410 millions TEP ont été consommés au cours des dix dernières années, dont 90 millions TEP dans l'industrie et BTP (Bâtiment et Travaux publics), soit 22% de la consommation globale, 142 millions TEP dans les transports, soit 35% et 177 millions TEP dans le résidentiel et le tertiaire, soit 43%", a fait remarquer le Commissariat [66].

Autre étude était aussi réalisée a montré que la consommation totale de carburants destinée au transport, hors GPL-C, a atteint, au 30 juin 2019, 7 millions de tonnes, soit une hausse de 3,9% par rapport à la même période de l'année 2018 et est répartie comme suit : la consommation d'essence a atteint 1,91 million de tonnes, soit une hausse de 1,3%, et la consommation de gasoil a enregistré 5,16 millions de tonnes, soit une progression de 4,9%.

Quant au GPL (gaz de pétrole liquéfiés) la consommation a considérablement augmenté au premier semestre 2019, culminant à 394 375 tonnes, contre 289 267 tonnes à la même période de l'année précédente, soit une hausse de 36% [66].

2.3. 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 [61].

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.

2.4. 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 [59].

Même si quelques décharges contrôlées commencent à voir le jour dans certaines agglomérations à l'exemple du Centre d'Enfouissement Techniques (CET) de Mehalma (Hamici) et le CET de Corso dans la wilaya de Boumerdès, la pollution atmosphérique à proximité des décharges sauvages constitue encore un problème majeur dans la plupart des villes du pays [59].

2.5. Etudes épidémiologiques

En Algérie on ne dispose pas encore d'études épidémiologiques spécifiques sur les relations entre les niveaux de pollution mesurés et des indicateurs de santé notamment cardiorespiratoires. 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 (PM₁₀) 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 µg.m⁻³ dans plus de 63% des cas [61].

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 [59].

2.6. 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 [59-61].

Depuis Mai 2002, quatre réseaux de surveillance de la qualité de l'air, «SAMASAFIA», ont été implantés respectivement dans les villes d'Alger, Annaba, Skikda et Oran. 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. Actuellement est depuis 2009, le réseau de la ville d'Alger n'est plus opérationnel. Ce dernier est en maintenance et une mise à niveau est programmée, et ce, pour « garantir la sécurité du réseau et sa fiabilité ».

L'opération est en cours afin de répondre à la nouvelle technologie du système pour être en phase avec les normes environnementales et les défis du changement climatique ».

En plus de ces réseaux, une station mobile pour compléter ces réseaux fixes est actuellement à l'étude pour mener des campagnes de mesure aussi bien à Alger que dans d'autres villes [64].

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 [64].

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 [64].

Chapitre 3

MODELISATION PAR MODEL HYSPLIT DE LA NOAA

3.1 Model HYSPLIT de la NOAA

Le modèle hybride de trajectoire lagrangienne intégrée à une seule particule (HYSPLIT), mis au point par le laboratoire Air Resources de l'Agence Américaine des Océans et de l'Atmosphère(NOOA), est l'un des modèles les plus largement utilisés pour les calculs de

Trajectoire atmosphérique et de dispersion.

Le modèle (HYSPLIT) du Laboratoire de ressources aériennes (ARL de la NOAA) est un système complet de calcul des trajectoires de parcelles aériennes simples ainsi que du transport complexe, dispersion, transformation chimique et simulations de dépôt. HYSPLIT continue d'être l'un des modèles de transport et de dispersion atmosphériques les plus largement utilisés dans le monde des sciences de l'atmosphère. L'une des applications les plus courantes du modèle est l'analyse de la rétro trajectoire arrière pour déterminer l'origine des masses d'air et établir des relations source-récepteur.

HYSPLIT a été développé pour la première fois par Draxler et Hess au laboratoire de recherche sur l'air la NOAA des États-Unis pour calculer la trajectoire des masses d'air et la dispersion et le dépôt de polluants. Les principales fonctionnalités de ce code sont les suivantes:

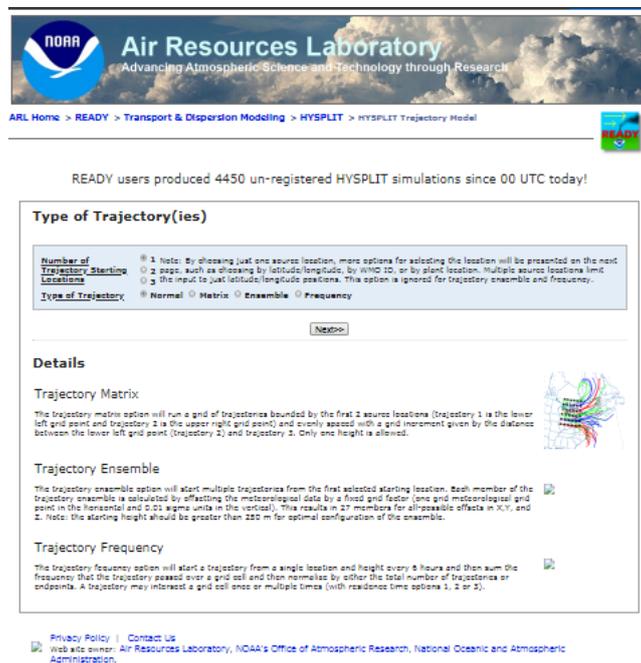
- Le calcul de la trajectoire des masses d'air dans les deux sens.
- La prédiction de schéma de dispersion des particules dans l'atmosphère.

Le modèle HYSPLIT peut générer environ 40 trajectoires en avant ou en arrière aux différentes altitudes de 500 m, 1 000 m, 1 500 m, 2 000 m et 2 500 m. Le modèle HYSPLIT calcule les trajectoires de la masse d'air ainsi que les paramètres météorologiques (précipitations, humidité relative, température ambiante, rayonnement solaire). Les rétro trajectoires en arrière sont réalisées à l'aide du Bureau d'assimilation des modèles globaux (GMO) de la NASA, qui assimile les données d'analyses maillées aux enquêtes des centres nationaux de prévision environnementale (NCEP). Les entrées météorologiques sont traitées dans les jeux de données FNL pour le modèle de trajectoire, qui sont retraités à partir de la NOAA par Air Resource Laboratory (ARL) pour comprendre les origines des masses d'air indiquent également que divers programmes de préprocesseurs convertissent les données de sortie de la NOAA, le Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme

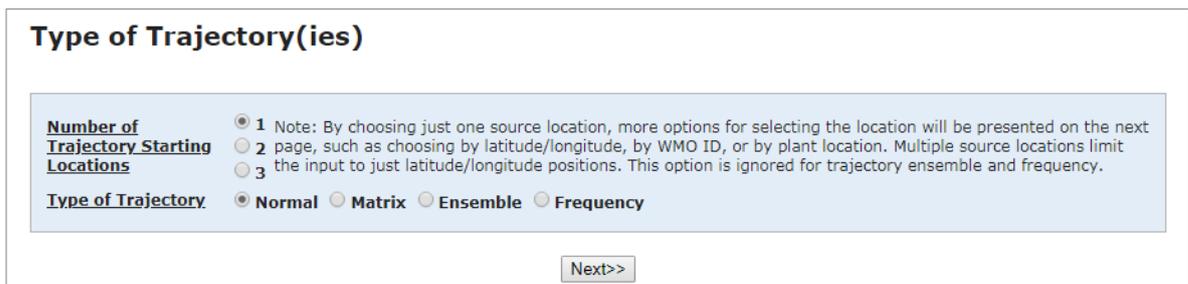
(ECMWF), de la cinquième génération du modèle NCAR / Penn State Mesoscale Model (MM5) et le Centre National de Recherche sur l'Atmosphère (NCAR) et prévision de la recherche météorologique (WRF) dans un format bien adapté destiné à être intégré directement dans le modèle [67].

3.2. Les étapes d'obtention des rétro trajectoires avec HYSPLIT

On accède la page d'accueil du modèle HYSPLIT (<https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php>)



- On choisit les trajectoires des scénarios antérieurs: «Calculer les trajectoires des archives».
- Puis on sélectionne le nombre de trajectoire des lieux de départ, dans notre cas 1 et on sélectionne « normale» comme type trajectoire ensuite on clique sur «Next».



- On sélectionne le "Modèle GFS (384h fcst, 3h à 192h puis 12h, global, pression)" pour la prévision et les données météorologiques GDAS (mondiales, 2006 à aujourd'hui) dans le menu déroulant.
- On choisit un point de départ de la trajectoire à l'aide d'un «Identificateur de code» ou de «Latitude et Longitude», le point de départ de la trajectoire doit correspondre à votre zone de prévision. «Codes Identifiants» sont généralement des codes d'aéroport.

Meteorology: GDAS (1 degree, global, 2006-present) [More Info ▶](#)

Source Location (enter using **one** of the following methods):

Click a location on the map or select from below:

Decimal Degrees Latitude: 31.9521622 N Longitude: 106.875 W
 DDD/MM/SS Latitude: Deg. Min. Sec. N Longitude: Deg. Min. Sec. W
 City (Country or State; name: lat: lon):
 Airport or WMO ID (i.e., dca): [ID Lookup](#)

[Reset Form](#) [Next>>](#)

- On sélectionne le "Cycle de prévision météorologique" la semaine qui où est situé le jour et l'heure qu'on veut étudier dans le menu déroulant.
- On choisit le jour et l'heure d'arrivée des masses d'air ainsi que la durée des rétrotrajectoires en heurs et l'altitude.
- On sélectionne les «Paramètres de modèle par défaut et les options d'affichage»: «Direction de la trajectoire»: on sélectionne «Arrière».
- On attend jusqu'à l'obtention des résultats (cela prendra une minute ou deux pour traiter la trajectoire). Quand le modèle et les graphiques sont terminés, on clique sur le lien «GIF» situé en haut de la page pour avoir ce format ou pdf.
- Une fenêtre apparaîtra avec votre trajectoire. Pour enregistrer la capture sous forme de fichier « gif », cliquez avec le bouton droit de la souris sur l'image et on sélectionne "Enregistrer l'image sous". Ensuite, on peut naviguer dans la zone de l'ordinateur où enregistrer le fichier.

- Le résultat final sera une carte comme présenter sur la figure suivante.

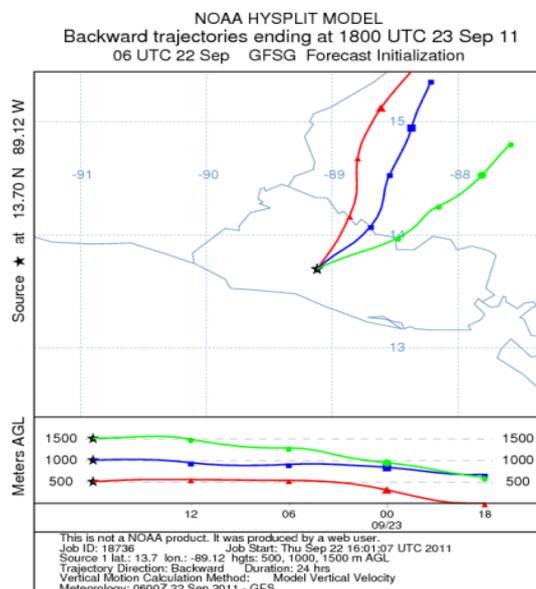


Fig. 11 : Exemple d'une carte des retro trajectoire obtenus avec le modèle HYSPLIT.

3.3. Model Modis de la NASA

L'instrument MODIS (MODERateresolution Imaging Spectroradiometer) est un capteur à large champ embarqué sur la mission d'observation TERRA en 1999. Il observe la totalité de la surface terrestre tous les uns à deux jours depuis des orbites quasi-polaires héliosynchrones (10h30 à l'équateur).

À l'aide de satellites, les scientifiques peuvent déterminer si un panache d'aérosols provient d'une source naturelle ou s'il s'agit d'une pollution produite par des activités humaines (figure 12). La taille des particules et l'emplacement du panache sont deux indices importants concernant les sources des aérosols.

Ces cartes en fausse couleur indiquent les zones où se trouvent des aérosols naturels, une pollution humaine ou un mélange des deux. Les cartes sont basées sur les données du spectroradiomètre imageur à résolution moyenne (MODIS) du satellite Terra de la NASA. Les zones vertes présentent des panaches d'aérosols dominés par des particules plus grosses. Les zones rouges montrent des panaches d'aérosols dominés par de petites particules. Les zones jaunes montrent des panaches dans lesquels se

mêlent de grosses particules d'aérosol. Le gris indique où le capteur n'a pas collecté de données [68].

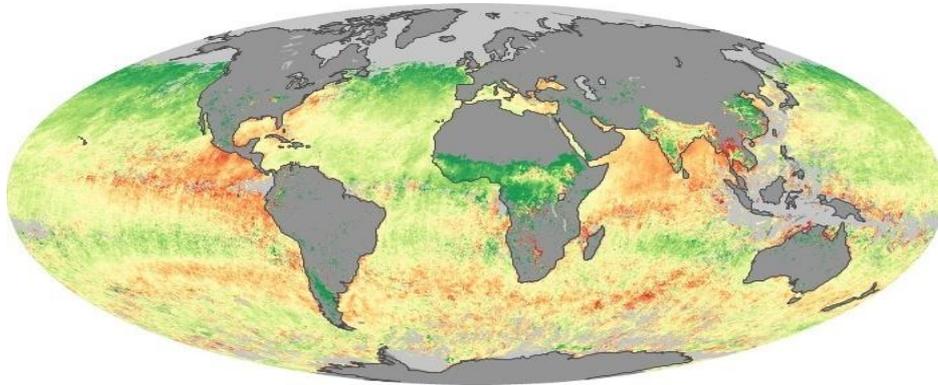


Fig. 12 : Exemple d'une carte sources d'aérosols obtenus avec le modèle MODIS.

3.4. Cartes d'aérosol

Afin d'interpréter la variabilité journalière des PM, différentes cartes d'aérosols ont été analysées : cartes de concentrations de poussières BSC/DREAM (Barcelona Supercomputing Center- DustREgionalAtmospheric Model) et NRL-NAAPS (Naval ResearchLaboratory-NavyAerosolAnalysis and Prediction System). Les sites développés par BSC et NRL proposent quotidiennement des cartes de concentrations d'aérosols d'origine désertique.

Le modèle NRL-NAAPS réalise des simulations de poussière en temps quasi réel. Ses prévisions portent sur 120 heures. Les prévisions du modèle BSC-DREAM portent sur 72 heures.

Chapitre 4

METHODOLOGIE EXPERIMENTALE

Afin de mieux évaluer l'ampleur de la pollution de l'air par les PM et les métaux lourds à Alger et plus précisément dans la région Est d'Alger (commune d'El Mohammadia et d'El Harrach), deux campagnes d'échantillonnage d'une durée de presque une année chacune ont été effectuées au cours de la période de 2015 et 2016. Le prélèvement des particules a été réalisé par aspiration de l'air ambiant par une pompe à haut débit et piégeage des particules sur des filtres adéquats. La caractérisation de morphologie et la composition en métaux lourds contenus dans les échantillons de particules de PM10, PM2,5 et PM1 a été effectuée par MEB-EDX et XRF.

4.1 Sites et périodes de prélèvement

Selon les objectifs fixés, deux sites différents ont été choisis dans cette étude. Le premier site (A) correspond à un site de type « zone trafic routier » et le deuxième site de fond (B) correspond à un site type « zone urbaine » (Figure 13).

Le site (A) est situé au sein de l'Ecole Nationale Polytechnique à une distance d'environ 5 m du bord de la route, juste en face du croisement de la rue Ouled Sidi Cheikh avec la rue des frères Oudek. C'est un site qui est directement influencé par les émissions du trafic routier. Le site (B) est situé au sein de l'APC de la commune d'El Mohammadia. Dans ce dernier, l'échantillonneur des PM a été installé sur la terrasse de la Mairie, à environs 10 m d'altitude, en l'absence de tout obstacle. Ce site résidentiel est caractérisé par la présence d'une forte densité de population résidente (plusieurs immeubles de logements collectifs, trois lycées, plusieurs écoles et CEM, centre commerciaux) et l'absence de sources directes de pollution dans son proche environnement (La rocade Nord est à environ 300 m). Il fait, en outre, l'objet d'une bonne ventilation naturelle (site ouvert sur la mer).

Deux campagnes de prélèvement ont été effectuées au cours de l'année 2015 et 2016. La première campagne a eu lieu au site de proximité trafic routier (site A) de janvier à septembre 2015. La deuxième campagne a été réalisée de mars à octobre 2016 pour le site urbain de fond (site B). Le nombre total d'échantillons collectés s'élève à 186 pour l'ensemble des trois fractions PM1, PM2,5 et PM10.

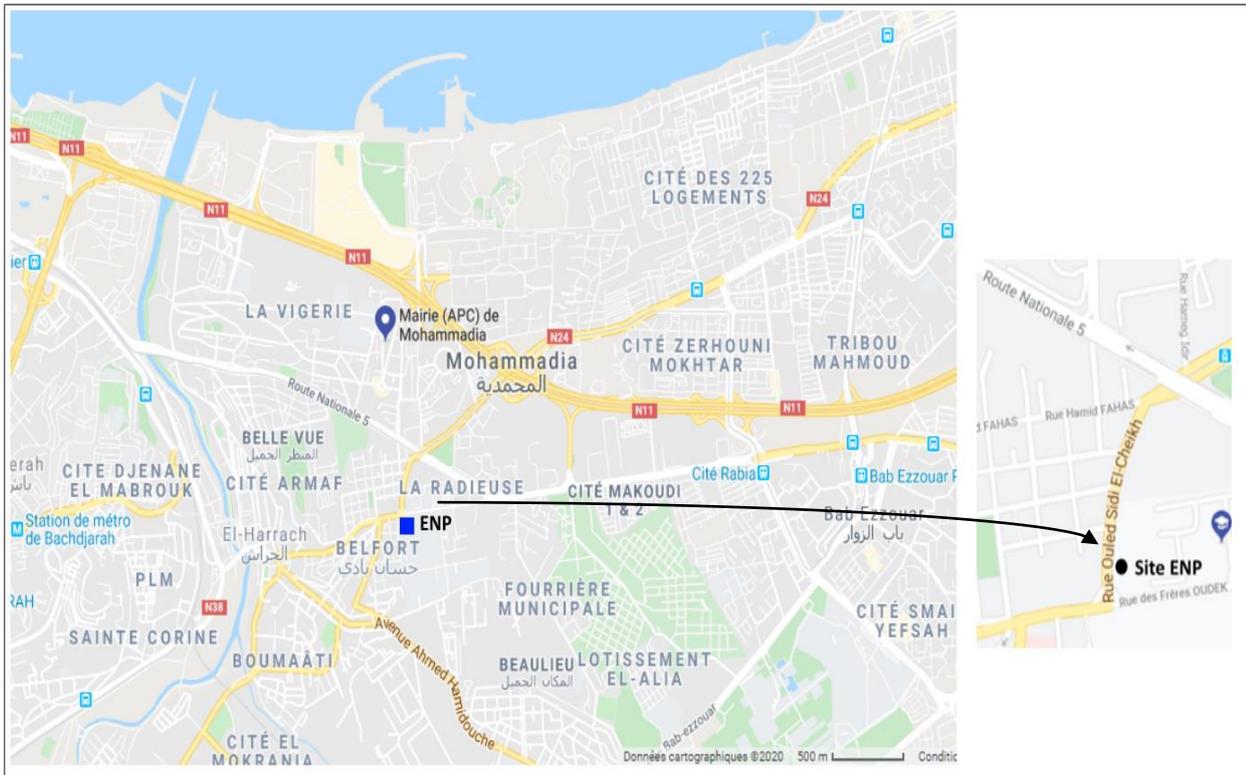


Fig. 13 : Localisation des deux sites de prélèvement (carte source Google)

4.2 Mode de prélèvement

En vue de suivre l'évolution temporelle des teneurs atmosphériques en particules fines, les prélèvements sont effectués à fort débit de $1,1 \text{ m}^3/\text{min}$ à l'aide d'un échantillonneur, le HVS-PM-10 (high volume sampler) de marque « Andersen » (Figure 14). Cet appareil à seuil de coupure de $10 \mu\text{m}$ est doté d'un système de fractionnement granulométrique à plusieurs étages d'impaction. Pour cette étude, deux étages ont été utilisés pour la collecte des PM₁, PM_{2,5} et les PM₁₀. Les poussières sont collectées sur des filtres en fibres de verre (Figure 15). La durée de prélèvement est fixée à 24h de façon à pouvoir collecter une quantité suffisante pour les analyses ultérieures. La masse des poussières collectées sur les différentes fractions est déterminée en pesant les filtres avant et après prélèvement sur une balance analytique KERN (ABS 120-4N; 0,1 mg).



Fig. 14 : Photo de l'échantillonneur HVS installé au niveau de la mairie d'El-Mohammadia, Alger.

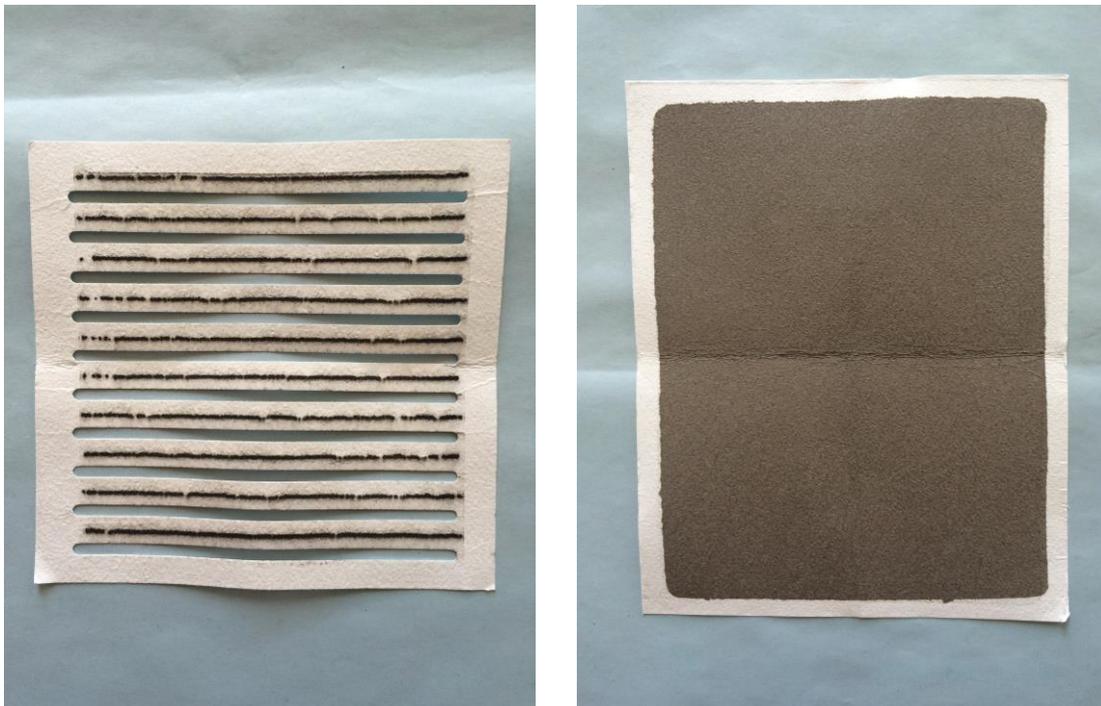


Fig. 15 : Filtres de prélèvement

L'analyse visuelle des filtres montre que les couches de particules collectées sur les filtres chargés - lors des prélèvements - ont souvent une couleur marron pour les classes granulométriques entre 2.5 et 10 μm , grise pour celles comprises entre 2.5 et 1, démontrant ainsi la présence de particules de la croûte terrestre mélangées à des suies et d'imbrûlés issus des émissions du trafic routier et noire pour celles qui sont inférieures à 1 μm .

4.3 Techniques d'analyses

4.3.1 Microscopie Electronique à Balayage (MEB-EDX)

Afin d'étudier la morphologie et la composition individuelle des particules fines PM_{2,5} prélevées dans l'air au niveau des deux sites étudiés, un appareil de microscopie électronique à balayage (MEB- Quanta 250, Société FEI) couplée à la spectroscopie à rayons X à dispersion d'énergie (EDX et LINK ISIS avec le ZAF- 4 programmes de mesure) a été utilisé (Figure 16). A cet effet, l'échantillon est préparé en pressant un ruban adhésif sur les particules collectées sur la surface du filtre. Les échantillons sont ensuite recouverts de carbone (Agar SEM Carbon Coater) pour rendre les surfaces des échantillons conductrices.

Le MEB-EDX fonctionne sous une tension d'accélération de 20 kV, un vide faible (60 Pa), et un temps de comptage du spectre des rayons X de 15s. Les pourcentages pondéraux élémentaires relatifs (normalisés à 100%) sont calculés à l'aide des corrections ZAF-4 pour les éléments suivants: C, O, Na, Al, Si, K, Ca, Ba, Zn, Pb, Cu, Ni, Zn, Cd et Cr.



Fig. 16 : Photo de l'appareil de microscopie électronique à balayage (MEB- Quanta 250, Société FEI) couplée à la spectroscopie à rayons X

4.3.2 Analyse XRF

L'analyse quantitative des éléments métalliques As, Ni, Pb, Hg, Cr, Cd, Mo, Zr, Sr, U, Rb, Th, Se, Au, Zn, W, Cu, Co, Fe, Mn, V, Ti, Sc, Ca, K, S, Ba, Cs, Te, Sb, Sn, Ag et Pd a été réalisée en utilisant la technique d'analyse par XRF (Figure 17). Des morceaux de filtres vierges et de filtres chargés de dimensions de 31 mm de rayon, de ont été préparés et analysés à l'aide d'un appareil portatif XL3t XRF de marque Thermo Scientific NITON. Les limites de détection de cet analyseur sont spécifiées conformément au protocole décrit par l'Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement pour un niveau de confiance de 99,7% (USEPA, 2005). Les limites de détection individuelles (LOD) sont fonction de la racine carrée du temps de test de comptage. Les filtres en fibre de verre vierges sont traités de la même manière que les échantillons collectés. Les limites de détection (LD) étaient de : 7,13 ng m⁻³ pour le Pb; 5,51 ng m⁻³ pour le As; 23,11 ng m⁻³ pour Ni; 12,09 ng m⁻³ pour le cadmium; 12,41 ng m⁻³ pour le Cr; 13,86 ng m⁻³ pour Cu; 50,46 ng m⁻³ pour Mn; 2,20 ng m⁻³ pour Sr; 13,25 ng m⁻³ pour Sc et 72,74 ng m⁻³ pour Fe.



Fig. 17 : Photo de portatif XL3t XRF de marque Thermo Scientific NITON

4.3.3 Analyses statistiques

Toutes les analyses statistiques, y compris les analyses multi-variées (analyse en composantes principales et régression de corrélation de Pearson), ont été effectuées à l'aide du logiciel de statistique appelé XLSTAT (version gratuite 18.06). Tout au long de l'étude, une valeur $p < 0,05$ a été considérée comme indiquant une signification statistique. L'analyse en composantes principales (ACP) a été largement utilisée pour identifier les sources de pollution observées sur un site récepteur (Amodio et al., 2010; Andriani et al., 2010; Hellebust et al., 2010; Pant et Harrison, 2012). L'ACP est une analyse factorielle, en ce sens qu'elle produit des facteurs (ou axes principaux) qui sont des combinaisons linéaires des variables initiales, hiérarchisées et indépendantes les unes des autres. On appelle parfois ces facteurs des « dimensions latentes », du fait qu'ils sont « l'expression de processus généraux dirigeant la répartition de plusieurs phénomènes qui se retrouvent ainsi corrélés entre eux ».

Chapitre 5

RESULTATS ET DISCUSSIONS

5.1 Evolution temporelle des teneurs atmosphériques en PMi

Les profils d'évolution des concentrations journalières des PM mesurées au niveau des deux sites sont présentées en figure 18. Le tableau 2 résume pour chaque site les teneurs moyennes enregistrées durant toute l'étude et les valeurs extrêmes. Au niveau du site A (station trafic), les teneurs journalières en PM1, PM2,5 et PM10, varient de 5,93 à 46,08 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 9,84 \mu\text{g m}^{-3}$), 9,41 à 77,15 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 16,95 \mu\text{g m}^{-3}$), et 15,46 $\mu\text{g m}^{-3}$ à 111,30 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 26,99 \mu\text{g m}^{-3}$), respectivement. En ce qui concerne le site de fond, les concentrations journalières en PM1, PM2,5 et PM10 s'élevaient de 7,38 à 44,57 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 8,52 \mu\text{g m}^{-3}$), 12,37 à 84,65 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 16,42 \mu\text{g m}^{-3}$), et 27,33 à 121,54 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($\sigma = \pm 23,16 \mu\text{g m}^{-3}$) respectivement.

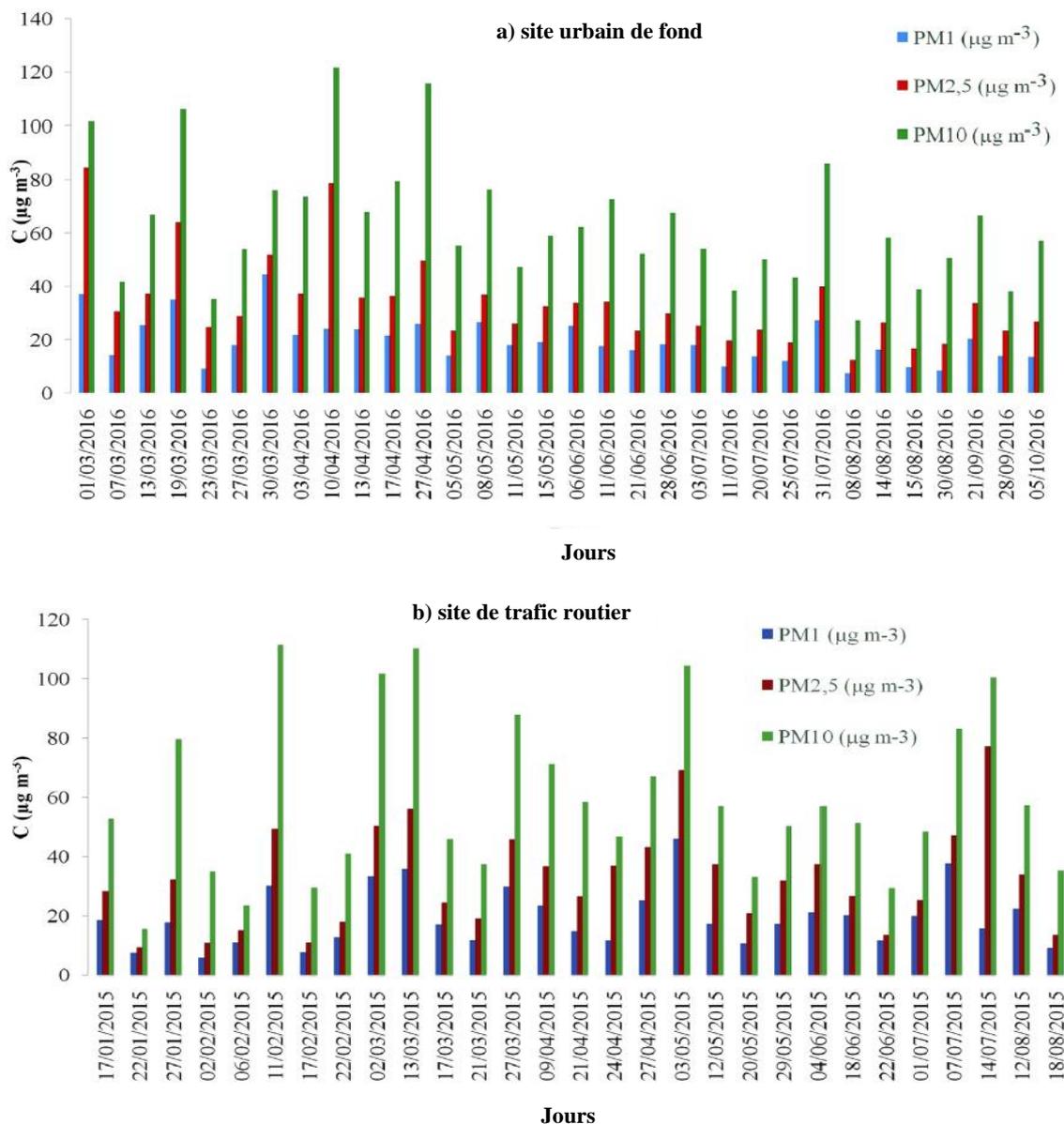


Fig. 18 : Evolution journalière des concentrations de PM dans les deux sites d'échantillonnage urbain(a) et trafic routier (b).

En site de proximité, les teneurs annuelles moyennes en PM1, PM2,5 et PM10 s'élèvent, respectivement à 18,27; 32,85 et 58,64 $\mu\text{g m}^{-3}$. Les mêmes classes de particules ont atteint en site urbain 18,22 ; 31,61 et 61,38 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivement. Globalement, les deux sites accusent des teneurs en particules qui sont du même ordre de grandeur, ce qui s'explique par la proximité des deux sites (Les deux sites ne sont éloignés, à vol d'oiseau, que d'une distance d'environ 1200 m) et par le fait qu'ils sont exposés aux mêmes sources d'émissions (trafic routier et particules grossières de l'érosion des sols et de chantiers divers).

On constate par ailleurs que ces teneurs en PM1, PM2,5 et PM10 sont respectivement presque 7 ; 2,5 et 1,5 fois supérieures à celles mesurées en site rural dans la région de Tipasa [69].

Tableau 2 : Teneurs moyennes et maximales des PM mesurées à l'ENP et à El Mohammadia

Site	PM	PM1 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM2,5 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Site de proximité ENP (A)	Teneurs moyennes	18,27	32,85	58,64
	Teneurs maximales	46,08	77,15	111,30
	Déviations standards	9,84	16,95	26,99
Site urbain (B)	Teneurs moyennes	18,22	31,61	61,38
	Teneurs maximales	44,57	84,65	121,54
	Déviations standards	8,52	16,42	23,16

L'évolution des teneurs moyennes mensuelles en PM1, PM2,5 et PM10 enregistrées au niveau du site de proximité à l'ENP donne des concentrations variant de 13,46 à 25,59 $\mu\text{g m}^{-3}$; 20,82 à 49,85 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 45,90 à 77,23 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivement (Figure 19). Les concentrations moyennes en PM1, PM2,5 et PM10 les plus élevées sont observées au mois de juillet avec des valeurs qui ont atteints les maximums de 24,43 $\mu\text{g m}^{-3}$, 49,85 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 77,23 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivement. Les valeurs les plus basses sont enregistrées au mois d'août avec des teneurs moyennes de 13,46 $\mu\text{g m}^{-3}$, 20,82 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 45,90 $\mu\text{g m}^{-3}$ pour les PM1, PM2,5 et PM10 respectivement.

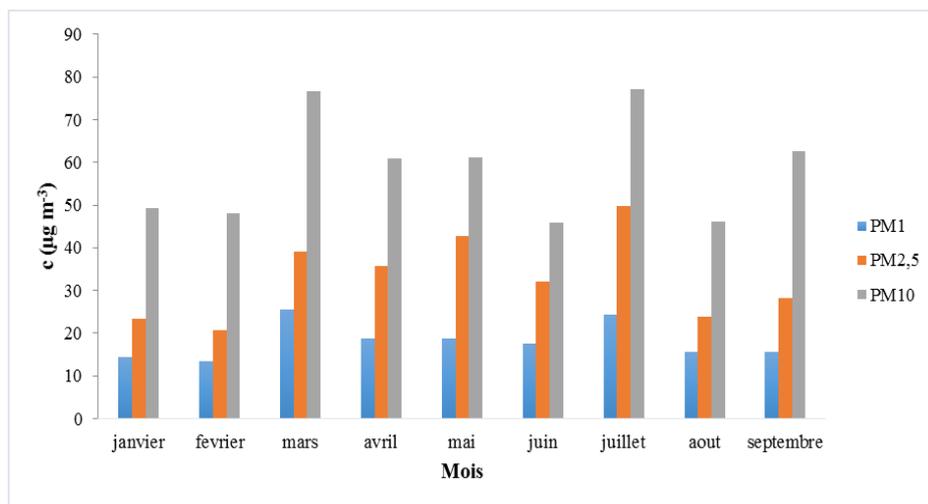


Fig. 19 : Evolution mensuelle des teneurs en PM1, PM2,5 et PM10 en site de proximité trafic

Pour le site urbain de fond, les concentrations moyennes mensuelles en PM1, PM2,5 et PM10 varient respectivement de 10,45 à 26,24 $\mu\text{g m}^{-3}$, 18,53 à 47,58 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 43,80 à 91,62 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Figure 20). L'étude des profils des variations mensuelles relatifs aux trois fractions de PM montre des évolutions similaires mais différentes de celles observées au niveau du site de proximité trafic.

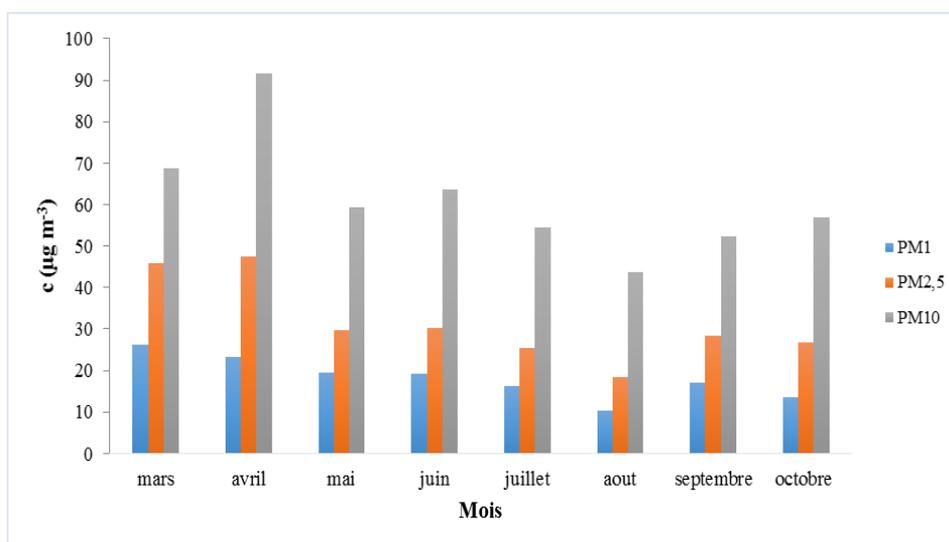


Fig. 20 : Evolution mensuelle des teneurs en PM1, PM2,5 et PM10 en site urbain de fond

De la même manière que pour le site trafic, on constate que les concentrations les plus faibles sont enregistrées pendant le mois d'août avec des valeurs moyennes en PM1, PM2,5 et PM10 de 10,45 $\mu\text{g m}^{-3}$, 18,53 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 43,80 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivement. Le mois d'avril est celui qui accuse le niveau de pollution le plus élevé. Les faibles niveaux enregistrés au mois d'août sont dus certainement aux vacances scolaires et universitaires et congés annuels des travailleurs

qui engendrent une réduction des activités industrielles et une réduction visible du trafic routier dans la zone étudiée.

La comparaison des concentrations moyennes en PM10 et PM2,5 mesurées à Alger, par rapport aux valeurs moyennes de 9-100 $\mu\text{g m}^{-3}$ mesurées lors des études menées entre 2008 et 2010 dans 1 600 villes [70], montre que ces dernières sont du même ordre de grandeur. Par exemple, selon certaines études menées dans des grandes villes du monde, la concentration moyenne annuelle de PM10 était de 63 $\mu\text{g m}^{-3}$ à Rome, Italie (environ 2,5 millions d'habitants), de 55 $\mu\text{g m}^{-3}$ à Izmir, Turquie (environ 3,4 millions habitants) et 80 mg m^{-3} à Ahmedabad (Inde, environ 3,6 millions d'habitants) [71].

La concentration moyenne annuelle en PM2,5 que nous avons mesurée à Alger dans cette étude est inférieure à celles enregistrées à Antananarivo (Madagascar, 59 $\mu\text{g m}^{-3}$), Oulan-Bator (Mongolie, 63 $\mu\text{g m}^{-3}$), ou Nigéria avec une valeur de 130 $\mu\text{g m}^{-3}$, mais supérieure à celles trouvées à Liège (Belgique, 20,8 $\mu\text{g m}^{-3}$), Aalborg (Danemark, avec 16,9 $\mu\text{g m}^{-3}$) et très similaire à celles enregistrées au Koweït City et au Mexicali (Mexique) dont la valeur moyenne était d'environ 51 $\mu\text{g m}^{-3}$ [2, 71-73].

Concernant les PM1, la concentration moyenne enregistrée sur les deux sites était inférieure à celle mesurée en Italie [74] avec une valeur moyenne de 22 $\mu\text{g m}^{-3}$ et supérieure aux valeurs de 16,8 $\mu\text{g m}^{-3}$, 11 mg m^{-3} , 9-19 $\mu\text{g m}^{-3}$ trouvées respectivement en France [75], Californie (USA) [76], pays européens (Querol et al., 2009), mais équivalente à celles mesurées en Corée (Karar et Gupta, 2007) et en Espagne [77] dont les valeurs moyennes s'élevaient à environ 18,5 et 19 $\mu\text{g m}^{-3}$ respectivement.

Une comparaison par rapport aux directives de l'OMS [78-79] et aux normes de l'Union Européenne (UE) (1999/30/CE pour la qualité de l'air ambiant) et de l'Algérie (Décret exécutif n° 06-02 du 7 janvier 2006) est donnée en tableau 3. Il en résulte que sur les deux sites, les teneurs en PM10 et PM2,5 sont largement supérieures aux directives de l'OMS ainsi qu'aux normes en vigueur dans l'Union Européenne. Les PM10 sont toutefois conformes à la norme algérienne qui n'est pas sévère (Quatre fois plus élevée que la Directive OMS) et qui mérite d'être révisée.

Tableau 3 : Comparaison des teneurs atmosphériques en PM mesurées à Alger avec certaines normes.

Normes	PM10			PM2,5	
	Directives OMS	Norme UE	Norme Algérie	Directives OMS	Norme UE
	20 $\mu\text{g m}^{-3}$ (moy. année)	40 $\mu\text{g m}^{-3}$ (moy. année)	80 $\mu\text{g m}^{-3}$ (moy. année)	10 $\mu\text{g m}^{-3}$ (moy. année)	<ul style="list-style-type: none"> • 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ depuis 2015 • 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ depuis 2020
Moyenne site de proximité	58,64 $\mu\text{g m}^{-3}$			32,85 $\mu\text{g m}^{-3}$	
Moyenne site urbain de fond	61,38 $\mu\text{g m}^{-3}$			31.61 $\mu\text{g m}^{-3}$	

On relève, par ailleurs, qu'une grande partie des niveaux mesurés sur les deux sites (environ 37% du total des résultats) sont supérieurs à la valeur guide annuelle de 10 mg m^{-3} exigée par l'OMS pour les PM2,5.

Cette comparaison montre ainsi clairement que ces sites font l'objet d'une intense pollution par les particules et ce quelle que soit la classe granulométrique considérée.

Afin d'étudier l'influence du transport par le vent, et la présence d'éventuelles poussières sahariennes sur les échantillons correspondant aux concentrations élevées enregistrées au cours de différentes campagnes d'échantillonnage, nous avons effectué une analyse des rétro-trajectoires des masses d'air calculées avec le modèle HYSPLIT (Trajectoire Hybride Intégrée par Lagrange Analogique) (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). La méthode du modèle NOAA HYSPLIT (Stein et al., 2016) est une hybridation entre les méthodes lagrangienne et eulérienne. Dans ce modèle, des trajectoires ont été calculées jusqu'à 12h00 pour les masses d'air dans les basses couches à 500 m, 1 000 m et dans la couche élevée à 1 500 m d'altitude. L'étude des cartes des trajectoires des masses d'air montre que la majorité des poussières provenant du désert du Sahara de l'Algérie arrive à Alger à basse altitude (à moins de 1000 m). Généralement, les concentrations d'aérosols les plus élevées se trouvent dans les basses altitudes. A titre d'exemple, nous présentons en figure 21, les rétro trajectoires obtenues pour la journée du 30 mars 2016 correspondant à une teneur en PM10 de 76 $\mu\text{g m}^{-3}$ [80]. On y relève le transport vers le Nord des poussières du Sud même à basse altitude, d'où des teneurs élevées en PM10. Le même constat est fait pour la journée du 3 avril 2016. Plusieurs études en Europe ont montré que les masses d'air du sud de la mer Méditerranée transportent avec elle des particules très riches en poussières sahariennes, provenant des régions désertiques de l'Afrique du Nord [81-82].

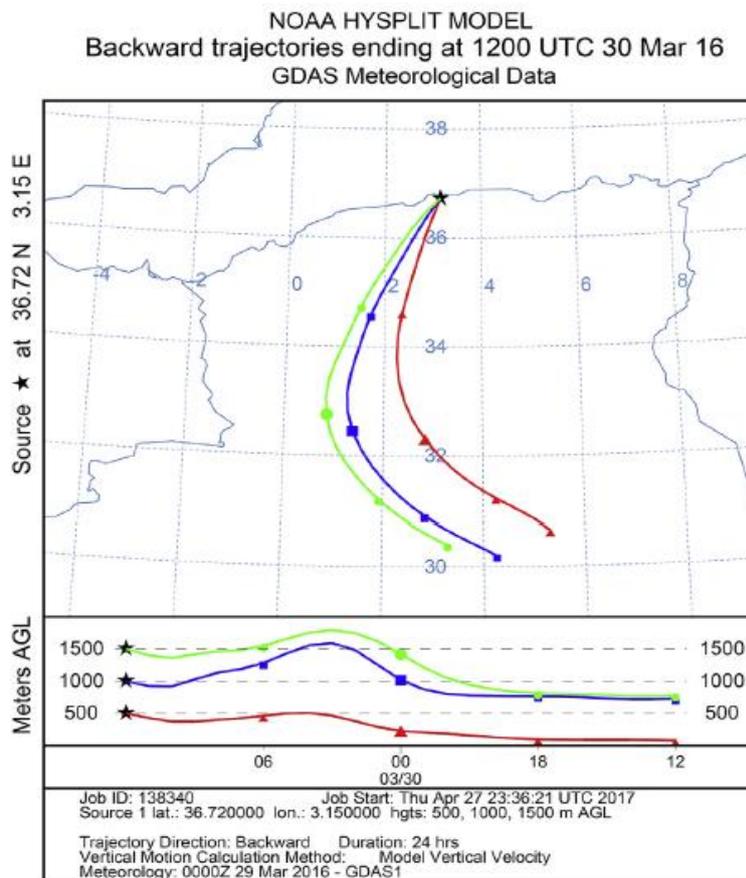


Fig. 21 : Tracé des trajectoires des masses d'air lors d'un épisode de poussières à Alger

À la lumière de ces résultats, on peut conclure que les valeurs très proches des concentrations moyennes de PM trouvées sur les deux sites étudiés ont des origines anthropiques (trafic routier, industrie et construction) et naturelles (aérosols marins et poussières sahariennes). Ces résultats sont différents de ceux obtenus dans les pays européens, où les propriétés des particules dans les zones urbaines en période hivernale sont principalement liées au chauffage domestique et à la combustion du bois [83].

5.2 Corrélations entre PM10, PM2,5 et PM1

Afin de mieux comprendre l'évolution des classes granulométriques étudiées, et de bien distinguer les différentes sources et mécanismes de formation des particules, il est utile d'examiner les corrélations entre différents couples de PM_i.

Les corrélations PM10-PM2,5; PM10-PM1 et PM2,5-PM1 dans le site trafic et le site de fond sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Corrélation entre les fractions PM

	PM10 – PM2,5	PM10 - PM1	PM2,5 - PM1
	Coefficient de corrélation R		
Site de proximité	0,85 ($p= 0,034$)	0,81($p= 0,038$)	0,88 ($p= 0,030$)
Site urbain	0,79 ($p= 0,040$)	0,59 ($p= 0,074$)	0,82 ($p= 0,037$)

En site de proximité au niveau de l'ENP, les coefficients de corrélation entre les couples PM10-PM2,5 ($R=0,85$; $p = 0,034$), PM10-PM1 ($R=0,81$; $p = 0,038$) et PM2,5-PM1 ($R =0,88$; $p = 0,030$;) indiquent qu'il y a des corrélations significatives entre les trois couples de fractions de particules. En ce qui concerne le site de fond, la corrélation la plus significative est observée pour le couple PM2,5-PM1 ($R =0,82$; $p = 0,037$;) . Entre les fractions fines PM1 et PM2,5 et les PM-10 riches en particules grossières, les corrélations sont moins marquées. Une bonne corrélation suggère que les particules des fractions granulométriques du couple étudié proviennent de la même source (émissions du trafic routier, industrie, particules secondaires, érosion du sol, etc.). Généralement les PM1 et PM2,5 n'évoluent pas de la même façon que les PM10 et ne présentent pas de corrélations avec celles-ci. Les premières sont très fines et ne sont pas associées aux émissions naturelles, alors que les PM10 comportent une fraction grossière (particules de 2,5 à 10 μm) issue de l'écorce terrestre. Ce constat est vérifié en site urbain (tableau 3) mais ne l'est pas pour le site de proximité trafic de l'ENP. Ceci peut être dû au fait que sur ce site, les particules collectées sont influencées par la remise en suspension des poussières déposées aux bords des routes. De telles corrélations ont été observées dans des études réalisées en Italie [84] et en Chine [85-86].

Pour étudier la part des très fines particules dans l'ensemble des particules PM10, nous avons étudié les rapports PM2,5/PM10, PM1/PM10 et PM1/PM2,5 liant les différentes fractions PM. Les résultats obtenus sont présentés en figure 22.

Les valeurs moyennes des rapports entre les fractions PM2,5 / PM10, PM1 / PM10 et PM1 / PM2,5 calculées à partir des rapports journaliers s'élèvent respectivement à 45%, 25% et 55%, au site trafic de l'ENP. En site urbain de fond les rapports sont, respectivement, de 51%, 30% et 58%. Le site urbain se caractérise ainsi par un taux de très fines particules qui est légèrement plus élevé qu'en site station trafic.

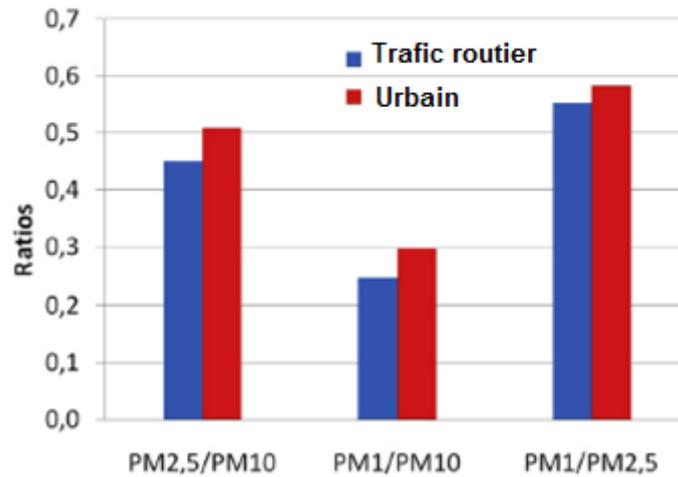


Fig. 22 : Rapports annuels moyens de PM2,5/PM10, PM1/PM10 et PM1/PM2,5 en sites urbain et trafic routier

La fraction grossière (PM2,5-10) est environ équivalente à la fraction des PM2,5. En effet, la contribution de la fraction très fine (PM2,5) dans la masse moyenne totale des particules collectées s'élève à 45% au niveau du site trafic et 51 % au niveau du site urbain de fond. Ce résultat est en accord avec d'autres résultats obtenus à Alger en 2012 [87].

Généralement, les sites qui sont le plus exposés aux émissions industrielles et à celles du trafic routier, présentent une plus forte proportion en PM2,5. C'est ainsi qu'en Europe, les importantes activités industrielles, le chauffage et l'intense trafic routier avec une forte proportion Diesel, font que les particules très fines PM2,5 sont dominantes. Dans ces pays, les ratios mesurés sont de l'ordre de 0,7. Le taux de PM2,5 est lié à l'étendue de l'activité industrielle et à l'intensité du trafic qui émettent principalement de très fines particules.

Ce rapport est également inférieur aux rapports de 0,64-0,95 enregistrés à Taiwan en Chine [86] et presque similaires aux valeurs de 0,56 - 0,86 et 0,14-0,55 trouvées respectivement au Canada (Brook et al., 1997a) et en Iran [88].

Les rapports élevés de PM1 / PM2,5 impliquent que les PM2,5 sont très riches en particules ultrafines de moins de 1µm (PM1), ce qui accentue leurs effets sur la santé. Il est connu que les PM1 sont des particules qui sont associées aux émissions Diesel qui exercent un grand impact sur la santé.

5.3 Influence des facteurs météorologiques

Le tableau 5 résume les corrélations obtenues entre les concentrations moyennes de PM atmosphériques et les conditions météorologiques (température T, vitesse du vent V, précipitations PP, et humidité relative HR) [89] au niveau des sites trafic et de fond. En site trafic, les corrélations obtenues étaient très faibles et il semblerait qu'il n'y a pas une influence marquante des facteurs météorologiques sur les teneurs en PM. Ces faibles corrélations sont dues probablement au fait que la topographie du site ne permet pas une dispersion des PM par le vent et que les jours de prélèvement n'ont pas coïncidés avec des épisodes de précipitations. En revanche, dans le cas du site de fond, les corrélations avec la température et à un degré moindre avec les précipitations, sont positives, avec des coefficients de corrélation significatifs ($p < 0,05$) pour PM1, PM2,5 et PM10.

Tableau 5 : Corrélations entre les fractions PM et les facteurs météorologiques

		T	V	HR	PP
Site de proximité trafic routier	PM1	0,001 ($p= 0,958$)	0,634 ($p= 0,018$)	0,025 ($p= 0,706$)	0,034 ($p= 0,664$)
	PM2,5	0,038 ($p= 0,640$)	0,179 ($p= 0,296$)	0,193 ($p= 0,277$)	0,185 ($p= 0,287$)
	PM10	0,001 ($p= 0,947$)	0,479 ($p= 0,057$)	0,006 ($p= 0,858$)	0,018 ($p= 0,754$)
Site urbain de fon	PM1	0,704 ($p= 0,037$)	0,587 ($p= 0,076$)	0,506 ($p= 0,113$)	0,456 ($p= 0,141$)
	PM2,5	0,748 ($p= 0,026$)	0,527 ($p= 0,103$)	0,726 ($p= 0,031$)	0,435 ($p= 0,154$)
	PM10	0,728 ($p= 0,031$)	0,374 ($p= 0,197$)	0,761 ($p= 0,023$)	0,392 ($p= 0,183$)

En général, les températures élevées sont responsables d'une convection intense de polluants et les faibles températures freinent la convection [90] d'où une augmentation des concentrations de PM dans la couche atmosphérique. En ce qui concerne l'influence des précipitations sur les PM, l'élimination se fait selon le phénomène de dépôt humide [91].

5.4 Distribution massiques des PM

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

5.4.1. Détermination du diamètre médian « D50 »

Le diamètre médian d50 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) [92].

Les résultats expérimentaux qui vont servir à construire le graphe de cette fonction, sont résumés dans le tableau 6 et 7. La figure 35 illustre le graphe log-probabilité (100 -masse cumulée en % en fonction du diamètre de l'étage) que nous avons ainsi obtenu.

Tableau 6 : Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique pour le site trafic routier

Etage	Masse collecte par étage	Masse cumulé	% massique cumulé	100%- Massique
2.5-10	0,017	0,017	0,262	73,71%
1-2.5	0,018	0,036	0,541	45,84%
0,01-2.5	0,030	0,066	1	0,00%

Tableau 7 : Exploitation des données recueillies par fractionnement granulométrique pour le site urbain

Etage	Masse collecte par étage	Masse cumulé	% massique cumulé	100%- MASSIQUE
10-7	0,019	0,019	0,182	81,75%
7-2.5	0,034	0,054	0,497	50,26%
2.5-1	0,024	0,078	0,716	28,31%
1-0,01	0,031	0,109	1	0,00%

La détermination du diamètre D50 peut se faire graphiquement, en portant sur un diagramme log-probabilité, le diamètre des particules (axe des ordonnées à échelle logarithmique) et le pourcentage de la masse cumulée des particules ayant un diamètre $\leq D_i$ (axe des abscisses à échelle probabilité). Cette représentation résulte de l'interprétation mathématique du fractionnement des particules par dimension. On montre en effet que la densité de probabilité est une distribution log-normale entre le diamètre des particules et la distribution de leur masse [93-94].

5.4.2. Etude de la distribution modale des particules

Plusieurs études ont montré que les aérosols atmosphériques étudiés par classe granulométrique présentent une courbe de distribution bimodale, voire trimodale [79, 95-96]. Le type de distribution apparaît lorsqu'on construit le graphe ($\Delta m / \Delta \ln D$) en fonction du diamètre des particules d_i (en μm). Δm représente la masse des particules retenues sur un étage et $\Delta \ln d$ est calculé selon :

$$\Delta \ln d = \ln D (\text{étage } i+1) - \ln D (\text{étage } i)$$

L'étage au diamètre de 10 μm correspond à la fraction comprise entre les TSP et les PM10. Les TSP ont un diamètre supposé égale à 30 μm et sachant que les PM10 constituent 70% des TSP on évalue leur concentration à 84.91 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour le site trafic routier et 91.115 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour le site urbain.

Les données nécessaires pour la représentation graphique de la distribution granulométrique des particules sont rapportées dans le tableau 8 :

Tableau 8 : Calcul de la distribution modale des particules pour le site urbain

Étage Andersen	Classe	Diamètre	d Ln D	dm	dm/d Ln D
1	10	10	1,099	24,527	22,3175
2	7-10	7	0,357	9,342	26,168
3	2.5-7	3	0,847	21,845	25,791
4	1,5-2.5	1,5	0,693	10,218	14,745
5	1.1,5	1	0,405	8,521	21,039
6	0,01-1	0,01	4,605	23,655	5,137

Comme mentionné dans la littérature [97-98], il est nécessaire de prédire en premier lieu le nombre de modes caractérisant la distribution granulométrique des particules étudiées et ce, par le tracé des représentations discontinues de la pollution collectée par étage.

Sur la base des données figurant dans le tableau on représente graphiquement la fonction $dm/d\ln(D_p) = f(D_p)$ sur un repère semi-logarithmique (les diamètres D_p sur l'axe des abscisses en échelle logarithmique et $dm/d\ln(D_p)$ sur l'axe des ordonnées en échelle arithmétique). Nous obtenons le graphe illustré par la figure 23.

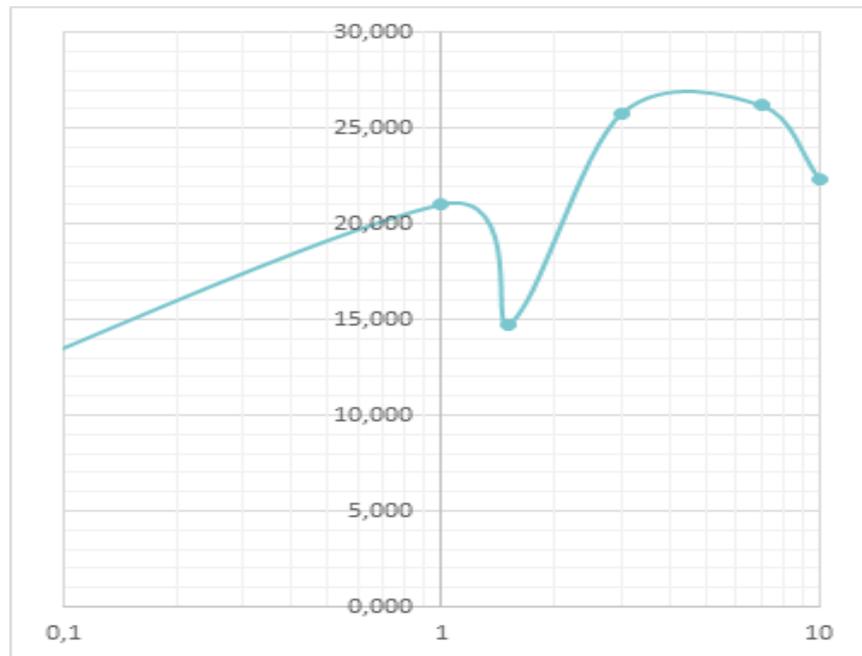


Fig. 23 : Distribution bimodale des PM

Il en résulte ainsi une courbe de distribution bimodale des particules fines, centrée autour des diamètres de 4 et 1,1 μm . Le mode des particules fines est observé vers 0.65 -1.1 m tandis que le mode des grosses particules est centré autour de 3.3 - 4.7 μm [99]. D'autres travaux ayant étudié un grand nombre de classes granulométriques, en particulier dans le domaine compris entre 0 et 1 μm , aboutissent à une distribution trimodale où le troisième mode apparaît vers 0,1 μm [92, 95 ,100]. Il est clair que plus on dispose d'étages dans le cascadeur, plus on a de détails sur la distribution.

5.5. Etude des métaux lourds contenus dans les particules inhalables

L'étude des éléments métallique (Sc, Mo, Se, Cr, As, Pb, Sr, Cu, Mn, Ba, Fe et Ca) véhiculés par les différentes classes granulométriques de particules a été réalisée sur l'ensemble des échantillons. Les figures 24 et 25 représentent les concentrations moyennes annuelles atmosphériques en métaux lourds dans les fractions de PM1, PM2,5 et PM10 pour les deux sites trafic et de fond.

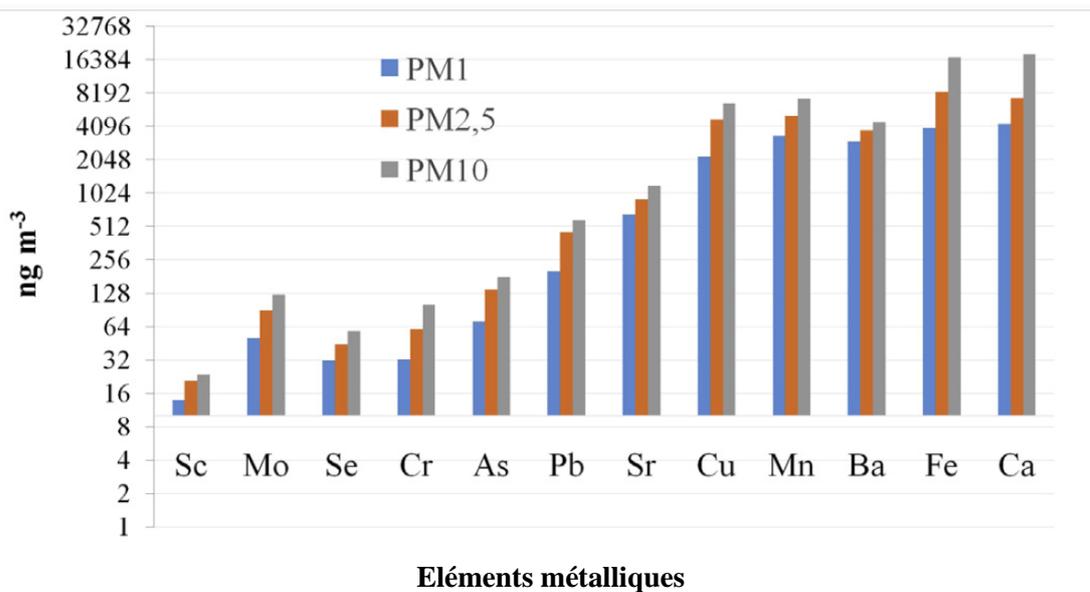


Fig. 24 : Concentrations moyennes annuelles des métaux lourds dans les PM1 ; PM2,5 et PM10 en site de proximité de trafic routier.

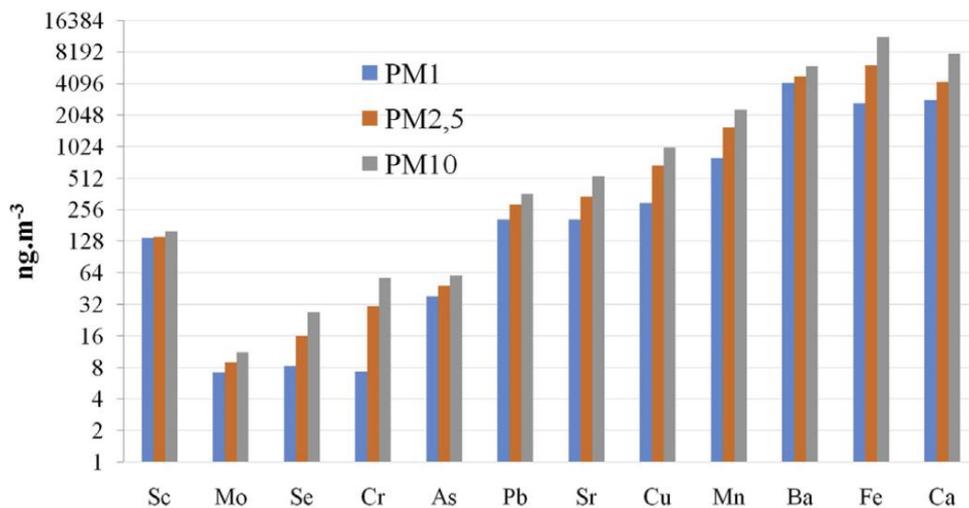


Fig. 25 : Concentrations moyennes annuelles des métaux lourds dans les PM1 ; PM2,5 et PM10 en site urbain de fond.

Les résultats montrent que ce sont surtout les métaux Mn, Ba, Fe et Ca, d'origine terrigène qui atteignent les teneurs les plus élevées. En site trafic routier de proximité, ces métaux de la croûte terrestre sont légèrement moins abondants qu'en site urbain. L'analyse du Sc qui est un élément représentatif des émissions naturelles (érosion du sol) montre que le site trafic routier est également exposé aux émissions naturelles. En ce site, les teneurs élevées en Sc proviennent aussi de la remise en suspension des particules déposés en bordure de la route asphaltée (l'échantillonneur est au sol à proximité du trottoir). Avec le Calcium (Ca), le fer est l'élément le plus abondant. Les concentrations moyennes de Fe enregistrées sur les deux sites s'élèvent à 14200 ng m⁻³ dans les PM10, 7200 ng.m⁻³ dans les PM2.5 et 3290 ng.m⁻³ dans les PM1. Ces teneurs sont similaires à la valeur de 9607 enregistrée dans les PM2,5 dans une zone urbaine de Zabrze (Pologne) [35] et inférieures à celles trouvées dans les PM10 dans trois endroits à Mexico, où la teneur en Fe variait de 23282 à 44000 ng.m⁻³ (Pérez et al., 2007). Le fer (Fe) trouvé dans les échantillons de particules collectés au niveau de la zone d'étude, provient principalement du sol, poussière provenant du désert du Sud d'Algérie [101] et autres sources mineures liées à certaines activités existantes dans la région (à environ 3 km du site d'échantillonnage) telles que la fonderie d'El Harrach de la société ALFEL et la station d'incinération de l'entreprise ECFERAL.

L'étude montre aussi que parmi les 4 métaux lourds réglementés (As, Pb, Cd, Ni), le Ni et le Cd n'ont pas été détectés et ce sur l'ensemble des fractions collectées au niveau des deux sites. En site station trafic, les métaux lourds réglementés contribuent aux PM1, PM2,5 et PM10 à respectivement 3,43; 2,5 et 1,5%. En site de fond, les contributions sont de 1,84; 2,19 et 1,47 % respectivement. En général, les métaux lourds réglementés sont associés aux particules fines provenant des émissions des activités humaines et sont plus enrichis dans les PM1 et PM2,5 que dans les PM10. Sur les deux sites, le Pb qui est un indicateur de la pollution automobile, est le plus abondant des éléments réglementés. En site station trafic, ses teneurs moyennes mesurées dans les PM1, PM2,5 et PM10 s'élèvent respectivement, à 210, 290 et 360 ng m⁻³. En site de fond, elle atteignent les teneurs respectives de 200, 450 et 580 ng m⁻³. Le site urbain de fond reçoit toutes les émissions de l'autoroute N11 (Figure 13) transportés vers le site par les vents du nord et la brise marine. Le niveau de plomb mesuré dans la zone dépasse parfois la valeur limite de 0,5 µg m⁻³ recommandée par l'OMS et est largement supérieur à limite recommandée par l'UE (0,2 µg.m⁻³). Les résultats obtenus dans cette étude sont en accord avec les résultats cités dans des travaux réalisés dans la région méditerranéenne. Ces derniers ont bien montré l'influence des sources émissions (trafic routier, émissions anthropiques et naturelles) sur les concentrations de métaux lourds dans les

particules fines. Par exemple, les concentrations annuelles de plomb mesurées dans l'air ambiant en milieu urbain en France, Espagne et en Italie étaient entre 0,2 et 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ [72,102-104]. Cependant, dans ces pays où l'utilisation de l'essence plombée est interdite, les niveaux de plomb atmosphérique sont de plus en plus faibles et ne constituent plus une préoccupation environnementale. Ainsi, cette étude montre clairement que le trafic routier est une des principales sources d'émission polluante à Alger.

5.6. Facteurs d'enrichissement

Pour identifier la contribution des émissions d'origines anthropiques à la présence d'espèces métalliques dans l'atmosphère au niveau de la zone d'étude on calcule généralement le soi-disant «Facteur d'enrichissement» (FE) de chaque élément trace métallique (ETM). Le calcul consiste à normaliser le rapport de la concentration de l'ETM considéré contenu dans les PM atmosphériques (ETM_{PM}) sur la concentration atmosphérique d'un élément de référence d'origine terrigène contenu dans les PM (CER_{PM}), avec le rapport de la concentration de l'ETM considéré contenu dans le sol (ETM_{sol}) sur la concentration du même élément de référence dans le sol (CER_{sol}). Comme référence, on prend le scandium (Sc), car c'est un élément qui a une faible volatilité et qui n'est utilisé dans l'industrie [105] donc il ne peut être émis que par la croûte terrestre par voie naturelle. La composition en ETM de la croûte terrestre prise en considération pour le calcul du FE est celle proposée par [106]. Le choix de cette composition par rapport à la composition en ETM dans le sol de la zone d'étude car celle-ci était difficile à obtenir.

L'EF d'un élément métallique dans un échantillon de PM est défini par l'équation (1) :

$$FE_{ETM} = \frac{\frac{ETM_{PM}}{CSc_{PM}}}{\frac{ETM_{Sol}}{CSc_{Sol}}} \quad (1)$$

5.6.1. Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques au niveau du site trafic routier

En général, pour un ETM considéré, une valeur seuil d'un FE supérieure à 10 indique que cet élément a une origine anthropique et, plus son FE a une valeur proche de 1 plus son origine sera exclusivement crustale.

La figure 26 présente le profil des FE des ETM étudiés dans les PM prélevées dans l'air ambiant au niveau du site de proximité de trafic routier. Les résultats obtenus au niveau de ce site montrent que les valeurs de FE qui sont supérieures à 10, dans la fraction de PM1, correspondent aux Se, As, Pb, Cu et Ba. Ces valeurs élevées impliquent que ces éléments sont d'origine anthropique (Tableau 9).

Parmi ces éléments étudiés, le sélénium (FE= 1313 2,90) est l'élément le plus abondant de source anthropique.

Tableau 9 : Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques étudiés dans les PM de l'air ambiant en site de proximité de trafic routier

Eléments	EMT _{sol} (ppm)	ETM _{PM1} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	FE _{PM1}	ETM _{PM2.5}	FE _{PM2.5}	ETM _{PM10}	FE _{PM10}
Sc	11	138,37	1,00	140,87	1,00	159,64	1,00
Mo	1.5	7,24	0,38	8,92	0,46	11,19	0,51
Se	0.05	8,26	13132,90	16,20	25,30	26,96	37,15
Cr	35	7,28	16,54	30,70	0,07	57,35	0,11
As	1.5	38,39	2034,59	48,52	2,53	59,86	2,75
Pb	20	206,83	822,12	287,14	1,12	358,90	1,24
Sr	350	204,86	46,53	339,31	0,08	530,51	0,10
Cu	25	297,79	946,94	668,82	2,09	1007,54	2,78
Mn	600	793,65	105,15	1558,63	0,20	2313,70	0,27
Ba	550	4120,30	595,55	4811,61	0,68	5986,47	0,75
Fe	35000	2621,23	5,95	6136,72	0,01	11416,84	0,02
Ca	30000	2832,99	7,51	4222,04	0,01	7878,64	0,02

Le sélénium est un métalloïde assez largement répandu dans la nature mais en quantités relativement faibles et généralement dans des minerais sulfurés. Ses applications

industrielles sont diverses : industrie chimique (catalyseur), métallurgie (alliages), industrie électrique et électronique, etc. Les sources anthropiques les plus importantes sont la combustion du charbon ainsi que les activités pyrométallurgiques (technique thermique d'extraction minier).

Des niveaux extrêmement élevés en Se dans le site étudié à proximité du trafic routier suggèrent que cet élément métallique provient de sources émissions lointaines et a été transporté par les vents vers le site d'échantillonnage.

Le Se a été aussi suivi par d'autres FE plus élevés, tels que le As(2034,59), Cu (946,94), Pb (822,12), Ba (595,55), Mn(105,15), Sr(46,53) et le Cr (16,54). Parmi ces derniers, l'As, Cu, Pb et le Ba sont les seules éléments qui présentent un fort enrichissement de l'atmosphère du site de proximité de trafic routier. Ces quatre éléments proviennent essentiellement de la combustion diesel [107], l'usure des freins et les incinérateurs de déchets et d'autres sources anthropiques [108].

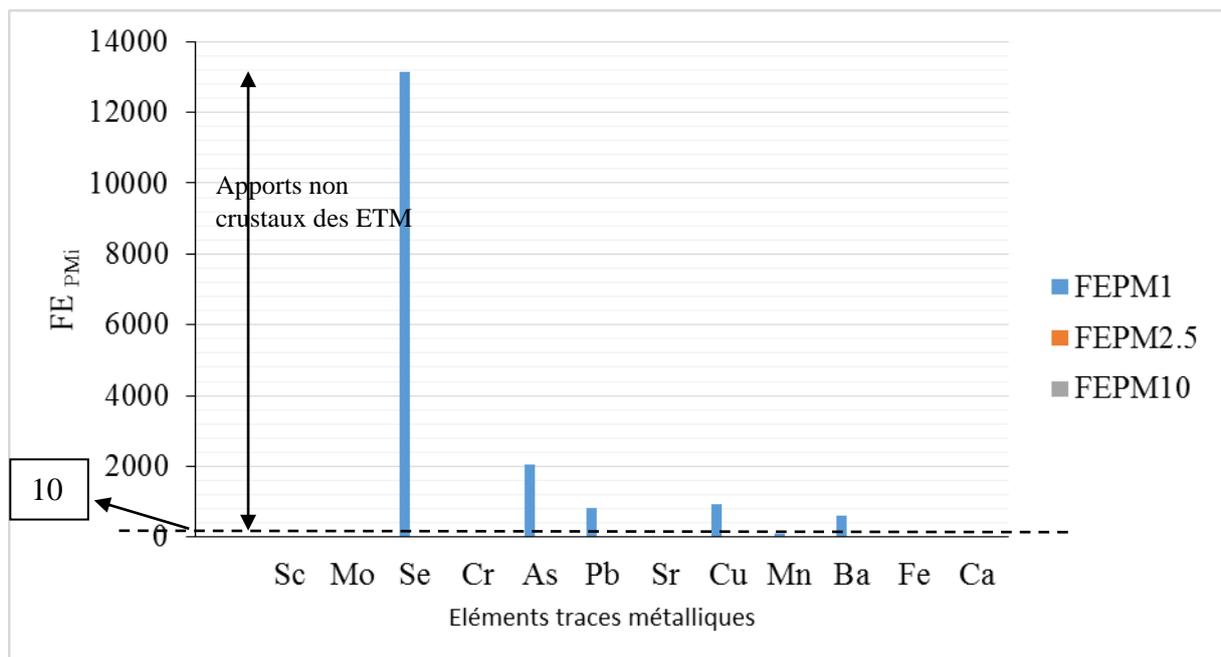


Fig. 26 : Profil des facteurs d'enrichissements des éléments traces métalliques par rapport à l'élément de référence Sc dans les PM de l'air ambiant en site de proximité de trafic routier

En ce qui concerne les PM_{2.5} et PM₁₀, on remarque que le Se présente toujours des valeurs élevées, mais le reste des ETM étudiés montrent des FE très faibles ce qui indique que leurs origines sont crustales

5.6.2. Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques au niveau du site urbain de fond

La figure 27 présente le profil des FE des ETM étudiés dans les PM prélevées dans l'air ambiant au niveau du site urbain de fond. Les résultats obtenus au niveau de ce site montrent qu'il y a un fort enrichissement en Se, Cu, As et Mo dans les trois fractions de PM étudiées (Tableau 10). Ces valeurs élevées impliquent que ces éléments sont d'origine anthropique

Ces quatre éléments proviennent essentiellement de l'industrie et du trafic routier [109-110].

Tableau 10 : Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques étudiés dans les PM de l'air ambiant en site urbain de fond

Eléments	EMT _{sol} (ppm)	ETM _{PM1} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	FE _{PM1}	ETM _{PM2.5}	FE _{PM2.5}	ETM _{PM10}	FE _{PM10}
Sc	11	138,37	1,00	140,87	1,00	159,64	1,00
Mo	1.5	7,24	26,74	8,92	31,47	11,19	38,46
Se	0.05	8,26	501,59	16,20	467,42	26,96	540,47
Cr	35	7,28	0,73	30,70	0,91	57,35	1,34
As	1.5	38,39	37,56	48,52	48,60	59,86	55,64
Pb	20	206,83	8,00	287,14	12,00	358,90	13,54
Sr	350	204,86	1,47	339,31	1,35	530,51	1,59
Cu	25	297,79	68,75	668,82	98,45	1007,54	123,48
Mn	600	793,65	4,41	1558,63	4,44	2313,70	5,63
Ba	550	4120,30	4,29	4811,61	3,60	5986,47	3,78
Fe	35000	2621,23	0,09	6136,72	0,12	11416,84	0,23
Ca	30000	2832,99	0,11	4222,04	0,13	7878,64	0,28

En ce qui concerne le Pb, il a été constaté, par rapport au site de proximité trafic routier, que seules les fractions de PM2.5 et PM10 qui ont été fortement enrichies. Cela enrichissement implique que cet élément métallique provient de sources émissions lointaines de trafic routier. Ce fort enrichissement par le Pb dans les PM2.5 et PM10 et non pas dans les PM1 et dû probablement que Pb émis par les véhicules a subi, lors du transport par le vent, une

conversion (gaz-particules) qui a donné d'autres particules secondaires de diamètres supérieurs à 1 μm .

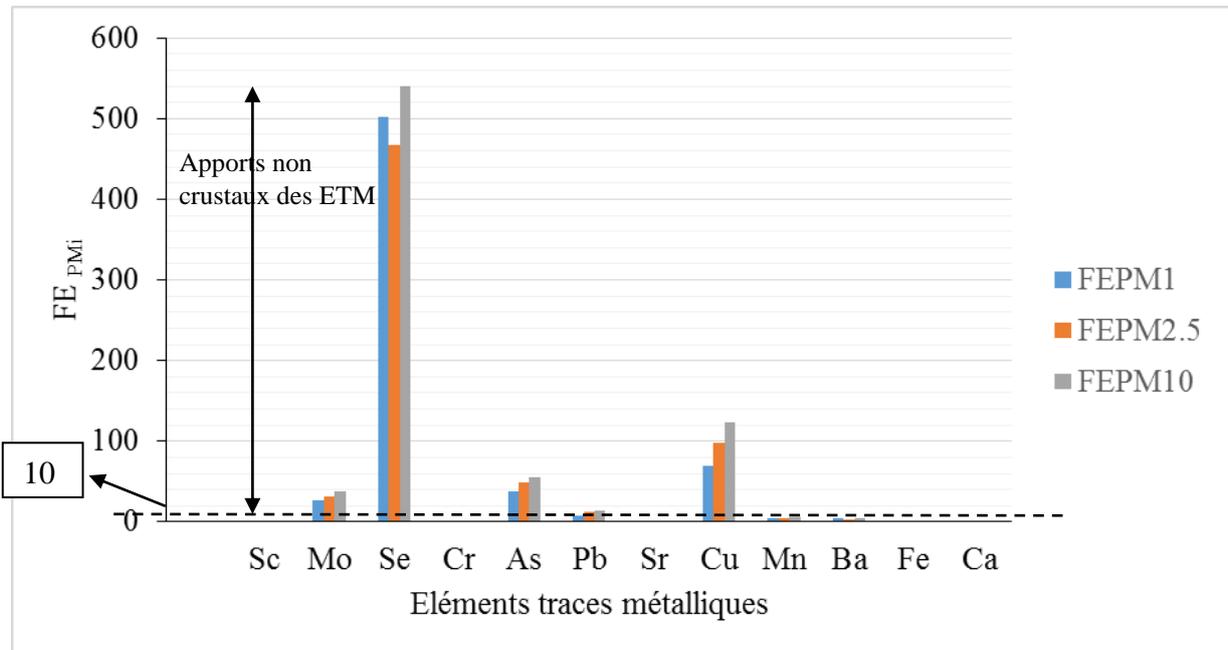


Fig. 27 : Profil des facteurs d'enrichissements des éléments traces métalliques par rapport à l'élément de référence Sc dans les PM de l'air ambiant en site urbain de fond.

5.7. Corrélation entre les métaux lourds

L'étude statistique sur les concentrations moyennes du Pb et As, ont montré l'existence de bonnes corrélations entre le Pb et As, dans toutes les fractions étudiées (tableau 11). Le calcul des corrélations entre le Pb et As en site trafic étaient de 0,74 ($p = 0,0001$) dans les PM1, de 0,72 ($p = 0,0001$) dans les PM2,5 et de 0,77 ($p = <0,0001$) dans les PM10. En ce qui concerne le site de fond, les corrélations étaient de 0,47 ($p <0,0001$) pour les PM1, 0,84 ($p \leq 0,0001$) pour les PM2,5 et de 0,93 ($p \leq 0,0001$) pour les PM10. Ces résultats suggèrent que les deux éléments métalliques proviennent de la même source.

Tableau 11 : Corrélation entre Pb et As dans les PM1, PM2,5 et PM10

Site	PM1		
		Pb	As
Trafic routier	Pb	1	0,74
Urbain	As	0,47	1
	PM2.5		
Trafic routier	Pb	1	0,72
Urbain	As	0,84	1
	PM10		
Trafic routier	Pb	1	0,77
Urbain	As	0,93	1

Afin de bien identifier les sources d'émission des différentes fractions étudiées, une étude statistique par la méthode de l'analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée. Les résultats de l'ACP sont donnés dans les tableaux 12 et 13 et les sources de pollution possibles ont été examinées. Les caractères en gras correspondent aux variables statistiquement significatives pour chaque facteur obtenu. Sur les sites d'échantillonnage, la première composante (facteur 1) montre qu'au site trafic routier les pourcentages des variances totales sont de 39%, 39% et 41% dans les PM1, PM2,5 et PM10 respectivement et sont de 38%, 33% et 39% respectivement au site urbain. Dans les deux cas, le facteur 1 était lié à des sources anthropiques, exprimé par des charges élevées en Pb, Cr, Cu et Mn. Dans les PM10, la charge élevée en Fe est due principalement à l'érosion éolienne (croûte terrestre), la fonderie, usure des moteurs et plaquettes de frein et le transport. En outre, les éléments de Sc et Sr sont éventuellement liés à la première composante dans les PM1, PM2,5 et PM10, mais aussi liés à la deuxième composante dans les PM1, PM2,5 et PM10 et à la troisième composante dans les PM10. Le facteur 1 est probablement lié à la resuspension des poussières et aux émissions automobiles pour les PM2,5 et les PM10 et uniquement aux émissions

automobiles pour les PM1. Le facteur 2 montre que les pourcentages des variances totales sont de 22% (site urbain) et 17% (site routier) dans les PM1 et 23% (site urbain) et 17% (site routier) dans les PM2,5 et 18% (site urbain) et 22% (site routier) dans les PM10. En ce qui concerne le facteur 3, les pourcentages des variances totales sont de 15%, 17% et 18% dans les PM1, PM2,5 et PM10 respectivement en milieu urbain et de 14%, 14% et 10% dans les PM1, PM2,5 et PM10 dans le site trafic routier et pour le facteur 4 les pourcentages sont de 11%, 10% et 10% dans les PM1, PM2,5 et PM10 respectivement en zone urbaine et de 9%, 9% et 8% dans les PM1, PM2,5 et PM10 dans le site trafic routier. Dans les PM1 et PM2,5 le facteur 2 dans les différentes composantes est caractérisé par une charge élevée en Pb et As. Cela est dû probablement à la combustion d'hydrocarbures.

Tableau 12 : Résultats de l'analyse des composants principaux (ACP) dans les fractions PM1, PM2,5 et PM10 pour le site trafic routier

Fractions	PM ₁				PM _{2,5}				PM ₁₀			
Métaux	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4
Pb	0,384	0,789	-0,339	0,182	0,384	0,789	-0,339	0,182	0,572	0,566	-0,473	0,230
Cr	0,594	-0,296	0,063	-0,458	0,594	-0,296	0,063	-0,458	0,519	-0,443	0,383	0,473
Ca	-0,737	0,014	-0,482	-0,374	-0,737	0,014	-0,482	-0,374	-0,179	0,766	0,514	0,196
Cu	0,702	-0,328	-0,369	-0,060	0,702	-0,328	-0,369	-0,060	0,881	0,112	0,211	0,067
Fe	0,307	-0,577	-0,397	0,480	0,307	-0,577	-0,397	0,480	0,786	0,260	0,198	-0,041
Mn	0,755	-0,416	-0,105	-0,102	0,755	-0,416	-0,105	-0,102	0,641	-0,430	0,183	-0,322
As	0,576	0,690	-0,220	0,095	0,576	0,690	-0,220	0,095	0,647	0,474	-0,477	0,229
Mo	0,659	0,232	0,119	-0,420	0,659	0,232	0,119	-0,420	0,753	0,068	0,252	0,060
Sr	0,858	0,074	-0,237	-0,178	0,858	0,074	-0,237	-0,178	0,820	0,033	0,015	-0,344
Se	0,124	0,066	0,767	-0,095	0,124	0,066	0,767	-0,095	0,042	-0,721	-0,124	0,546
Sc	-0,773	0,023	-0,459	-0,369	-0,773	0,023	-0,459	-0,369	-0,610	0,556	0,299	0,156
% Variance	39	17	14	9	39	17	14	9	41	22	10	8
% cumulative	39	56	70	79	39	56	70	79	41	63	73	81
Sources	La poussière et gaz d'échappement des véhicules, la croûte terrestre, Roche riche en fer	Combustion de l' essence			La poussière et l'échappement des routes, la croûte terrestre, Sel marin	Combustion de l' essence, La poussière et l' échappement des routes			Combustion de fonderie, Sel de mer, La croûte terrestre Roche riche en fer	Le sol et la poussière des routes, La croûte terrestre d'huile	La croûte terrestre, Poussière de sol, Combustion de l' essence	La croûte terrestre, Poussière de sol

Tableau 13 : Résultats de l'analyse des composants principaux (PCA) dans les fractions PM1, PM2,5 et PM10 pour le site urbain

Fractions	PM ₁				PM _{2,5}				PM ₁₀			
Métaux	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4
Pb	0,283	-0,705	-0,535	-0,100	0,571	-0,553	0,477	-0,290	0,632	-0,539	0,399	-0,363
Cr	0,778	-0,252	-0,188	0,462	0,812	0,276	-0,015	-0,415	0,715	0,496	-0,158	-0,354
Ca	0,543	-0,347	0,653	-0,275	0,661	-0,094	-0,318	0,488	0,786	0,091	-0,054	0,454
Cu	0,688	0,579	-0,181	-0,225	0,101	0,612	0,689	0,220	-0,063	0,495	0,805	0,015
Fe	0,509	-0,421	0,521	-0,487	0,670	-0,381	-0,022	0,567	0,837	-0,167	0,143	0,412
Mn	0,840	-0,329	-0,118	-0,166	0,872	0,005	0,166	0,205	0,810	0,195	0,229	0,210
As	-0,168	-0,644	-0,617	-0,237	0,444	-0,612	0,546	-0,273	0,594	-0,599	0,382	-0,344
Mo	0,504	0,712	-0,229	-0,199	-0,172	0,632	0,589	0,129	-0,405	0,463	0,665	-0,133
Sr	0,887	0,134	-0,126	0,126	0,679	0,554	-0,109	-0,205	0,577	0,694	-0,140	-0,183
Se	0,332	-0,316	0,330	0,723	0,428	0,139	-0,644	-0,252	0,399	0,179	-0,574	-0,329
Sc	0,794	0,245	-0,106	0,087	0,382	0,755	-0,108	-0,027				
% Variance	38	22	15	11	33	23	17	10	39	19	18	10
% cumulative	38	60	75	87	33	57	74	84	39	58	77	86
Sources	La poussière et gaz d'échappement des véhicules, La croûte terrestre, Roche riche en fer				Combustion de l' essence				Le sol et la poussière des routes			
	La poussière et l'échappement des routes La croûte terrestre, Roche riche en fer				Combustion de l' essence, Le sol et la poussière des routes, Sel de mer				Combustion de l' essence			
	Combustion de fonderie, Sel de mer, La croûte terrestre Roche riche en fer				Combustion de l' essence				Combustion de fonderie, Sel de mer, La croûte terrestre Roche riche en fer			
	Combustion d'huile, Sel de mer, La croûte terrestre Roche riche en fer				Combustion de l' essence				Combustion d'huile, Sel de mer, La croûte terrestre Roche riche en fer			
	La croûte terrestre, Poussière de sol, Sel de mer				Combustion de l' essence				La croûte terrestre, Poussière de sol, Sel de mer			
	La croûte terrestre, Poussière de sol, Sel de mer				Combustion de l' essence				La croûte terrestre, Poussière de sol, Sel de mer			

5.8. Caractérisation des PM_{2,5} par MEB-EDX

La figure 28 présente une image réalisée par MEB d'un échantillon de PM_{2,5} collecté au site de fond en date du 15 Mai 2015. La figure 29 présente une caractérisation par EDX relative à la composition individuelle de ces particules. Les résultats de l'analyse par le MEB montrent que la morphologie des particules étudiées est très variée et correspond à des formes soit irrégulières, agrégats ou sphériques. La collecte des spectres et l'identification élémentaire ont été réalisées avec les modes global et ponctuel qui ont permis d'identifier la composition chimique des PM_{2,5}. Les résultats de la microanalyse par EXD montrent la présence de plusieurs éléments chimiques (tels que le C; O; Na; Al; Si; Mo; S; Pb; Cl; Cd; K; Ti; Cr; Fe; Zn; Ni; Cu; Ba et Mg). Les pourcentages massiques en C et Si mesurés, variaient de 13,79% à 44,69% et de 9,4% à 22,47%, respectivement. Cependant, d'autres éléments de faibles pourcentages ont été aussi détectés dans la structure de gros agrégats, tels que l'Al (1,77-4,32%), Mg (5,76%), Fe (0,51-3,12%) et K (0-2,1%). Parmi les métaux lourds les plus toxiques, on trouve le Ba et le Pb qui possèdent les pourcentages les plus élevés avec un maximum de 5 et 2,83%, respectivement. La présence du plomb dans cet échantillon est certainement due aux émissions issues du trafic routier. D'autre part, la présence des éléments métalliques de la croûte terrestre et les métaux lourds toxiques dans les particules de PM_{2,5} impliquent l'existence d'une combinaison de différentes sources (anthropique et naturelle). Les niveaux élevés en Si dans les PM_{2,5} confirme que l'origine de la source est naturelle (géologique) et en particulier les poussières provenant du Sud de l'Algérie. Ce dernier résultat est accord avec d'autres études liées au transport par le vent et de contamination de l'air ambiant des Villes européennes par les poussières du désert [111]. Quand à la présence de C, ce dernier provient certainement des suies (imbrûlés) émis par la combustion automobile et bien connu sous la dénomination black carbone.

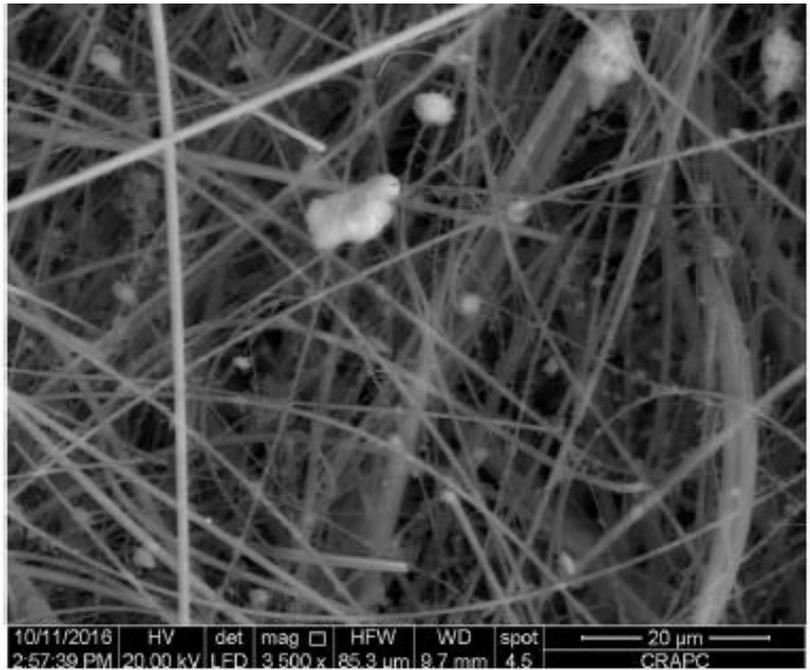
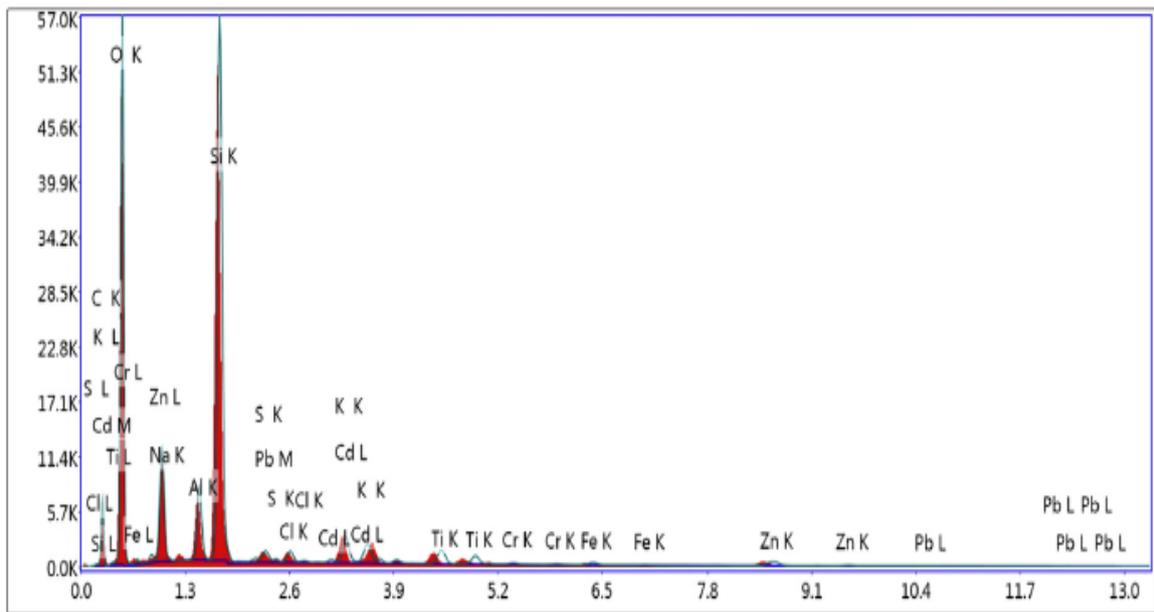


Fig. 28 : Image MEB des particules de PM_{2,5} collectées en site urbain le 15 Mai 2015



Lsec: 30.0 0 Cnts 0.000 keV Det: Octane Pro Det

Fig. 29 : Spectre EDX des particules de PM_{2,5}

5.9. Risque pour la santé lié aux éléments métallique contenus dans les PM

L'évaluation quantitative du risque de cancer (RC) a été réalisée seulement pour les groupes des adultes et des enfants vivant à Alger. Les éléments métalliques étudiés pour l'évaluation du scénario étaient les suivants : As, Cr, Mn et Pb.

L'exposition a été exprimée en termes de dose quotidienne moyenne à vie (DAL) et a permis de déterminer le risque de cancer (CR) correspondant aux métaux pour les deux groupes étudiés, adultes et enfants. Le LADD (équation (2)), est la quantité d'ingestion par kg de poids corporel par jour d'un produit chimique soupçonné d'avoir des effets néfastes sur la santé lorsqu'il est absorbé dans le corps pendant une longue période de temps. Les équations (2) et (3) utilisées pour estimer le LADD sont les suivantes :

$$LADD = E \times C \quad (2)$$

$$E = \frac{IR \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT \times 365 \text{ jours par an}} \quad (3)$$

où le LADD est déterminé par la combinaison de la concentration (C) des métaux dans les PM, c'est-à-dire supposé identique au point d'exposition (mg m^{-3}) et E ($\text{mg Kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) (équation (2)). E est obtenu selon l'équation (3) où IR ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$) est le taux d'inhalation d'air, ET est temps d'exposition (24 h jour⁻¹), EF est la fréquence d'exposition (350 jours années⁻¹), ED (années) est la durée d'exposition (pour ED, l'hypothèse est que la durée d'exposition est égale à l'espérance de vie), BW (Kg) est le poids corporel, ATc (années) est le temps moyen pour les cancérogènes et ATn (années) est le temps moyen pour les non cancérogènes (équation (3)). Les paramètres utilisés dans l'équation (3) sont résumés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Liste des paramètres utilisés pour le calcul de l'exposition spécifique.

Paramètre	Acronyme	Unité mesure	Valeur numérique	
			Adulte	Enfant
Débit d'inhalation	IR	$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$	0.9	0.7
Poids corporel	BW	kg	70	15
Temps d'exposition	ET	h jour^{-1}	24	24
Fréquence d'exposition	EF	Jour an^{-1}	350	350
Durée d'exposition années	ED	ans	24	6
Durée de vie moyenne *	ATc	D	70	70
Durée de vie moyenne *	ATn	D	=ED	=ED

*ATc = 70 x 365 jour/ans⁻¹; *ATn = ED x 365 x jour ans⁻¹

CR représente la probabilité accrue de survenue de maladies tumorales au-dessus de la moyenne générale en raison de l'impact de composés susceptibles d'avoir des effets cancérigènes. CR pour les produits chimiques cancérigènes considère la plage de risque de 10^{-4} (le risque pour développer un cancer au cours d'une vie humaine est de 1 sur 10 000) à 10^{-6} (le risque de développer un cancer au cours d'une vie humaine est de 1 sur 1 000 000). Valeurs inférieures à 10^{-6} pour les produits chimiques les particuliers et les voies déterminent des risques de cancer négligeables. Généralement un risque cumulatif de cancer dépasser 10^{-4} n'est pas toléré et la valeur maximale acceptable est de 10^{-5} .

Pour les produits chimiques cancérigènes, le risque de cancer (CR) a été déterminé comme indiqué dans l'équation (4) [112–115]:

$$CR = LADD \times CSF \quad (4)$$

où CR est la probabilité de survenue d'un cancer dans la population exposée au cours d'une vie de 70 ans; il est déterminé par une combinaison de LADD (dose journalière moyenne à vie) ($\text{mg kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) et CSF (facteur de pente du cancer) ($\text{mg kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$). Les risques cancérigènes ont été définis comme étant les probabilités qu'un individu souffre d'un cancer, au cours d'une vie, en raison de l'exposition à un cancérigène potentiel spécifique (c.-à-d. risque de cancer individuel supplémentaire ou en excès au cours de la vie). CSF a été calculé comme indiqué dans l'équation (5) suivante :

$$CSF = IUR \times \frac{BW}{IR \times ET} \times 1000 \quad (5)$$

IUR (Inhalation Unit Risk) est une valeur de référence rapportée dans la base de données USEPA. IUR et RfC (concentration de référence) sont indiqués dans le tableau 15.

Tableau 15 : Données sur le risque unitaire d'inhalation (IUR) et la concentration de référence (RfC) de la base de données US EPA

Métal	N° CAS	IUR ($\mu\text{g m}^{-3}$)	RfC (mg m^{-3})
Al	7429-90-5	-	5.00×10^{-3}
As	7440-38-2	4.30×10^{-3}	1.50×10^{-5}
Cd	7440-43-9	1.8×10^{-3}	1.00×10^{-5}
Co	744048-4	9.00×10^{-3}	6.00×10^{-6}
Cr	7440-47-3	-	1.40×10^{-4}
Mn	7439-96-5	-	5.00×10^{-5}
Ni	7440-02-0	2.60×10^{-4}	5.00×10^{-5}
V	7440-62-2		1.00×10^{-4}
Pb	7439-92-1	-	

En ce qui concerne les produits chimiques non cancérigènes, nous avons calculé le quotient de danger cible (THQ) suivant l'équation (6):

$$THQ = \frac{ADI}{RfD_i} \quad (6)$$

THQ considère qu'il existe un niveau d'exposition (c'est-à-dire RfDi) en dessous duquel il est improbable même les populations sensibles à subir des effets néfastes sur la santé. Lorsque le niveau d'exposition (ADI) dépasse la valeur indiquée comme 1, il peut y avoir une préoccupation pour les effets potentiels non cancéreux ; des valeurs plus élevées de THQ (> 1) suggèrent des niveaux de préoccupation plus élevés. RfDi ($\text{mg kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) représente la dose par inhalation qui serait sans effet et qui était défini comme dans l'équation (7):

$$RfD_i = \frac{RfC \times IR \times ET}{BW} \quad (7)$$

Le produit IR et ET conduit à $21,6 \text{ m}^3$ pour les adultes et à $16,8 \text{ m}^3$ pour les enfants.

La ADI ($\text{mg kg}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) est la dose estimée que le récepteur (supposé être un adulte dans l'équation représentative suivante) reçoit de l'exposition à l'air et a été calculée selon les éléments suivants

Équation (8):

$$ADI = E \times C \quad (8)$$

Dans l'analyse des risques, nous avons considéré dans le calcul que la concentration (C) des métaux sur les PM est la même concentration qu'au point d'exposition. L'hypothèse typique utilisée dans les évaluations des risques de l'EPA est basée sur l'utilisation par défaut des valeurs de l'EPA. Ceux-ci sont généralement adéquats pour évaluer le risque pour la population.

Notre étude a permis de déterminer les valeurs de risque cumulées (CR) pour les éléments cancérigènes; les résultats obtenus sont rapportés dans le tableau 16. Pour les métaux lourds classés cancérigènes nous avons selon nos résultats fait le calcul de la valeur CR du As seulement, car le Ni et Cd on a pas trouvé de résultats. La valeur CR de l'As trouvée n'a pas dépassé le seuil de 10^{-4} (considéré comme non toléré) dans le cas des PM1, PM2.5 (enfant) et PM10 (enfant). Par contre pour PM2.5 (adulte) et PM10 (adulte), les valeurs de CR ont atteint la valeur de 10^{-4} . Il convient de dire que les risques pour les adultes sont généralement plus élevés que ceux pour les enfants.

Tableau 16 : Risques cancérigènes (RC) par exposition par inhalation chez l'adulte et l'enfant.

Métaux	PM1		PM2.5		PM10	
	CR Adulte	CR Enfant	CR Adulte	CR Enfant	CR Adulte	CR Enfant
As	7.73×10^{-5}	1.93×10^{-5}	1.3×10^{-4}	3.29×10^{-5}	1.68×10^{-4}	4.2×10^{-5}

Les valeurs CR (THQ) des éléments non cancérigènes pour chaque récepteur (adulte ou enfant) sont rapportées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Risques non cancérigènes (THQ) par exposition par inhalation chez l'adulte et l'enfant.

Métaux	PM1		PM2.5		PM10	
	THQ Adulte	THQ Enfant	THQ Adulte	THQ Enfant	THQ Adulte	THQ Enfant
As	3.495	0.468	5.958	0.798	7.618	1.020
Cr	0.136	0.0182	0.311	0.042	0.539	0.0723
Mn	39.528	5.294	63.262	8.473	91.434	12.247
Pb	0.017	0.008	0.031	0.015	0.039	0.0191
Total	43.176	5.788	69.562	9.328	99.63	13.358

Les valeurs du risque non cancérigène, THQ obtenues variaient pour les adultes de 0,0136 à 39.528 pour PM1, 0.031 à 63.262 pour les PM2.5 et de 0.039 à 91.434 pour les PM10 tandis que pour les enfants les valeurs variaient de 0, à 8.473 pour les PM2.5 et 0.0191 à 12.247 pour les PM10. Le risque non cancérigène, THQ, a donné pour chaque fraction de PM des valeurs <1 pour le Cr, Pb, As(enfant). Ces dernières sont conformes aux directives européennes pour les adultes et les enfants dans les PM étudiés. Les valeurs les plus élevées de THQ > 1 pour les adultes et les enfants ont été enregistrées pour Mn. En ce qui concerne l'As les valeurs les plus élevées ont été constatées seulement chez les adultes. On peut dire que pour plus de sécurité pour les enfants et les adultes, un contrôle accru de ces métaux (Mn et As) pourrait être suggéré pour permettre aux autorités de prévenir les risques potentiels pour la santé.

CONCLUSION

L'étude a permis d'accéder aux niveaux de pollution de l'air par diverses fractions granulométriques de particules atmosphériques en deux types de sites (proximité trafic et urbain de fond) à l'est d'Alger. L'étude montre que les teneurs atmosphériques moyennes en PM1, PM2,5 et PM10 ont atteint respectivement 18,27 ; 32,85 et 58,64 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en site de proximité et 18,22 ; 61,61 et 61,38 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en site urbain. Les deux sites étant assez proches, l'un de l'autre (La distance à vol d'oiseau entre les deux sites est d'environ 1,2 Km), les niveaux de pollution sont similaires.

Les trajectoires des masses d'air indiquent que les concentrations élevées enregistrées dans l'air ambiant à Alger au cours de la période d'échantillonnage ont été affectées par diverses sources telles que les masses d'air provenant du désert, la mer Méditerranée et les émissions locales. L'analyse par MEB-EDX a permis d'obtenir des informations sur la morphologie des particules et leur composition chimique. Sur la base de cette dernière, on a montré la présence d'éléments métalliques naturels et anthropiques. L'analyse XRF a montré aussi la présence de 33 métaux dans les trois fractions particulières étudiées dont 12 métaux ont été quantifiés. Pour tous les échantillons, des concentrations élevées en plomb et en fer sont enregistrées dans toutes les fractions étudiées (ultra fines, très fines et fines), ce qui montre l'influence des émissions dues au trafic routier et aux poussières provenant de l'érosion éolienne et même du désert, sur la qualité de l'air ambiant à Alger. D'autres sources d'émissions telles que les émissions d'origine marine et les activités industrielles ont été mises en évidence. D'autre part, l'étude montre, que selon le rapport de PM2,5 / PM10 trouvé, la fraction de particules fines est importante mais demeure inférieure à celle mesurée dans les pays développés qui se caractérisent par une forte industrie et un important parc automobile dieselisé. Ce résultat semble être une caractéristique des pays du Sud. L'influence des conditions météorologiques sur la dispersion des PM montre une assez bonne corrélation avec certains facteurs dans les deux sites étudiés.

L'étude de la distribution des métaux lourds réglementés et les corrélations entre ces derniers dans différentes fractions a montré l'influence du trafic routier sur la dégradation de la qualité de l'air. L'analyse des composantes principales (ACP) a montré que le facteur 1 était lié principalement aux sources anthropiques, justifié par des charges élevées en Pb, Cr, Cu et Mn dans les PM1, PM2,5 et PM10 et une charge élevée en Fe dans les PM10. Cette dernière est due aux émissions provenant des fonderies, plaquettes de frein, trafic routier, érosion éolienne et du désert.

Globalement, les résultats obtenus indiquent que la pollution causée par les PM est assez alarmante en raison de son ampleur et de ses caractéristiques physico-chimiques. La forte présence de particules très fines (PM1 et PM2,5) qui dépassent largement les normes internationales doit particulièrement nous interpeler et attirer l'attention des décideurs. Ces particules très fines et très nocives révèlent les conséquences de la mauvaise combustion d'un parc automobile âgé, mal entretenu, manquant souvent de pots catalytiques et où l'utilisation d'essence plombée est encore de vigueur. A cela, il faut souligner le phénomène du transport de poussières provenant du Sahara dont les effets sur la santé ne sont pas connus.

Les résultats de cette étude viennent enrichir nos connaissances sur la pollution de l'air en Algérie et constituent, sans doute, des données importantes qui vont aider les autorités et les décideurs à définir les plans locaux pour une meilleure préservation de la qualité de l'air et à sensibiliser les populations les plus vulnérables. Dans ce contexte, des études épidémiologiques sur les effets à long terme de l'exposition à la pollution par les PM en Algérie et dans d'autres pays du Sud, sont nécessaires pour mieux identifier les relations exposition-réponse, car dans les études épidémiologiques de l'OMS, on ne tient pas compte de la spécificité et de la composition chimique des particules naturelles provenant du désert et qui n'ont certainement pas le même effet sur la santé que les particules issues des activités industrielles étudiées en Europe. D'où la nécessité pour les pays du Sud de développer leurs propres études épidémiologiques.

BIBLIOGRAPHIE

REFERENCES

- [1] Cohen, A.J., Ross Anderson, H., Ostro, B., Pandey, K.D., Krzyzanowski, M., Kunzli, N., Gutschmidt, K., Pope, A., Romieu, I., Samet, J.M., Smith, K. 2005. The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 68 (13-14), 1301-1307.
- [2] Petkova, E.P., Jack, D.W., Volavka-Close, N.H., Kinney, P.L. 2013. Particulate matter pollution in African cities. *Air Qual. Atmos. Health* 6, 603-614.
- [3] Brunekreef, B., Janssen, N.A.H., de Hartog, J., Harssema, H., Knape, M., van Vliet, P. 1997. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology*. 8:298–303.
- [4] Van Vliet, P., Knape, M., de Hartog, J., Janssen, N., Harssema, H., Brunekreef, B. 1997. Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. *Environmental Research*. 74:122–32.
- [5] Bremner, S.A., Anderson, H.R., Atkinson, R.W., McMichael, A.J., Strachan, D.P., Blank, J.M., Bower, J.S. 1999. Short term associations between outdoor air pollution and mortality in London 1992–1994. *Occupational and Environmental Medicine*. 56:237–44.
- [6] Hoek, G., Brunekreef, B., Verhoeff, A., van Wijnen, J., Fisher P. 2000. Daily mortality and air pollution in the Netherlands. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 50:1380–9.
- [7] Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu X., Spengler, J.D., Ware M.E., Fay B.G., Ferris Jr., and Speizer F.E. 1993. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N. Eng. J. Med.*, 329, p 1753 –1759.
- [8] Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodira, M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.W., and Heath, Jr. C. W. 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Critical Care Medicine*. 151, N°3, p 669-674.
- [9] Boublila Laura, Emeline Assémata, Marie –Caroline Borot, Sonja Boland, Laurent Martinon, Jean Sciare, ArmelleBaeza-Squiban. 2013. Development of a repeated exposure protocol of human bronchial epithelium in vitro to study the long-term effects of atmospheric particles. *Toxicology in Vitro*. Volume 27, Issue 2, Pages 533-542.
- [10] Gualtieri Maurizio, JohanØ vrevik, Jørn A Holme, M. Grazia Perrone, Ezio Bolzacchini, Per E.Schwarze, Marina Camatini.2010. Differences in cytotoxicity versus pro-inflammatory potency of different PM fractions in human epithelial lung cells. *Toxicology in Vitro*. Volume 24, Issue 1, Pages 29-39. doi: 10.1016/j.tiv.2009.09.013. Epub 2009 Sep 20.
- [11] Senlin Lu, Yao Zhenkuna, Chen Xiaohui, Wu Minghong, Sheng Guoying, Fu Jiamo, Daly Paul. 2008. The relationship between physicochemical characterization and the potential toxicity of fine particulates (PM_{2.5}) in Shanghai atmosphere. *Atmospheric Environment* Volume 42, Issue 31, Pages 7205-7214.
- [12] Camatini Marina, Viviana Corvaja, Eleonora Pezzolato, Paride Mantecca, Maurizio Gualtieri. 2012. PM₁₀-biogenic fraction drives the seasonal variation of proinflammatory response in A549 cells. *Toxicology in Vitro*. Volume 27, Issue 2, Pages 63-73.
- [13] E. Longhin, E.Pezzolato, P. Mantecca, J.A. Holme, A. Franzetti, M.Camatini, M.Gualtieri. 2013. Season linked responses to fine and quasi-ultrafine Milan PM in cultured cells. *Toxicology in Vitro*. Volume 27, Issue 2, Pages 551-559.
- [14] WHO. 2016. Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease. ISBN 978 92 4 151 135 3.
- [15] Péré, J. C., M. Mallet, V. Pont, and B. Bessagnet. 2011. Impact of aerosol direct radiative forcing on the radiative budget, surface heat fluxes, and atmospheric dynamics during the heat wave of summer 2003 over western Europe: A modeling study. *Journal of geophysical research*, VOL. 116, D23119, doi:10.1029/2011JD016240.

- [16] Querol Xavier, Andrés Alastueya¹, José A. Puigercusa¹, Enrique Mantilla, José V. Miro, Angel Lopez-Soler, Felicià Plana, Begoña Artiñano. 1998. Seasonal evolution of suspended particles around a large coal-fired power station: particulate levels and sources. *Atmospheric Environment* Volume 32, Issue 11, 1 June 1998, Pages 1963-1978.
- [17] Brook Robert D., Barry Franklin, Wayne Cascio, Yuling Hong, George Howard, Michael Lipsett, Russell Luepker, Murray Mittleman, Jonathan Samet, Sidney C. Smith Jr, and Ira Tager. 2004. A Statement for Healthcare Professionals From the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association. N°21;109:2655–2671.
- [18] Apeagyei, E., Bank, M.S., Spengler, J.D. 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.* 45,2310e2323.
- [19] Lopez, M.L., Ceppi, S., Palancar, G.G., Olcese, L.E., Tirao, G., Toselli, B.M., 2011. Elemental concentration and source identification of PM₁₀ and PM_{2.5} by SR-XRF in Cordoba city, Argentina. *Atmospheric Environment.* 45, 5450-5457.
- [20] Indresand, H., Dillner, A.M. 2012. Experimental characterization of sulfur interference in IMPROVE aluminum and silicon XRF data. *Atmospheric Environment.* 61, 140-147.
- [21] Ramirez Leal R., H. Esparza Ponce and A. Duarte Moller. 2007. Characterization of inorganic atmospheric particles in air quality program with SEM, TEM and XAS. *Revista mexicana de física.* vol.53 supl.3.
- [22] Office national des statistiques (ONS). 2018. Données statistiques du parc automobile, Alger.
- [23] Kerchich, Y., Kerbachi, R. (2013). Measurement of BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene) levels at urban and semirural areas of Algiers City using passive air samplers. *Journal of the Air & Waste Management Association.* 62, pp. 1370-1379.
- [24] Kerchich, Y., Moussaoui, Y., Kerbachi, R. 2016. Atmospheric levels of BTEXs, PM_{2.5}, PM₁₀ and heavy metals at Algiers city. *Fresenius Environmental Bulletin.* Volume 25-N° 7, 2519-2530.
- [25] Belhout, D., Kerbachi, R., Relvas, H., Miranda, A. I. 2018. Air quality assessment in Algiers city. *Air Quality Atmosphere & Health.* DOI: 10.1007/s11869-018-0589-x.
- [26] Merabet, H., Kerbachi, R., Mihalopoulos, N., Stavroulas, I., Kanakidou, M., Yassaa, N. 2019. Measurement of atmospheric black carbon in some South Mediterranean cities: Seasonal variations and source apportionment. *Clean Air Journal.* vol.29 n.2 Pretoria. <http://dx.doi.org/10.17159/caj/2019/29/2.7500>.
- [27] Kerbachi, R., Boughedaoui, M., Bounoua, L., and Keddou, M. 2006. Ambient air pollution by aromatic hydrocarbons in Algiers. *Atmospheric Environment.* 40:3995– 4003. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.02.033.
- [29] Moussaoui, Y., Balducci, C., Cecinato, A., and Meklati, B.Y. 2010. Chemical composition of extractable organic matter of airborne particles in urban and rural atmospheres of northern Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin.* 19, 2497-2508.
- [30] Pope, C.A., Dockery, D.W. 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association.* 56(6):709-42.
- [31] Kim K-H., Kabir, E. and Kabir, S. 2015. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International.* 74 136-43.
- [32] Dunea Daniel, Stefania Iordache, Hai-Ying Liu, Trond Bøhlern, Alin Pohoata and Cristiana Radulescu. 2016. Quantifying the impact of PM_{2.5} and associated heavy metals on respiratory health of children near metallurgical facilities. *Environmental Science and Pollution Research.* Volume 23, Issue 15, pp 15395–15406.
- [33] Qi-Li D., Xiao-Hui Bi., Jian-Hui W., Yu-Fen Z., Jing W., Hong X., Lin Y.

Li J., Yin-Chang F. 2015. Characterization and Source Identification of Heavy Metals in Ambient PM10 and PM2.5 in an Integrated Iron and Steel Industry Zone Compared with a Background Site. *Aerosol and Air Quality Research*, 15: 875–887. ISSN: 1680-8584 print / 2071-1409 online doi: 10.4209/aaqr.2014.09.0226.

[34] Cetin, B., Yatkin, S., Bayram, A. and Odabasi, M. 2007. Ambient Concentrations and Source Apportionment of PCBs and Trace Elements around an Industrial Area in Izmir, Turkey. *Chemosphere* 69: 1267–1277.

[35] Pastuszka, J.S., Rogula-Kozłowska, W. and Zajusz-Zubek, E. 2010. Characterization of PM10 and PM2.5 and Associated Heavy Metals at the Crossroads and Urban Background Site in Zabrze, Upper Silesia, Poland, during the Smog Episodes. *Environ. Monit. Assess.* 168: 613–627.

[36] Poussières, particules, aérosols : aspects scientifiques et stratégiques d'un problème de pollution atmosphérique; journée CITEPA du 8 novembre 2000.

[37] Donaldson K & Stone V. 2003. Current hypotheses on the mechanisms of toxicity of ultrafine particles. *Ann Ist Super Sanita* 39, 405-410.

[38] 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.

[39] MacNee W & Donaldson K. (2003). Mechanism of lung injury caused by PM10 and ultrafineparticles with special reference to COPD. *Eur Respir J Suppl* 40, 47s-51s.

[40] 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.

[41] Borm PJ, Robbins D, Haubold S, Kuhlbusch T, Fissan H, Donaldson K, Schins R, Stone V, reyling W, Lademann J, Krutmann J, Warheit D & Oberdorster E. 2006. The potential risks of nanomaterials: a review carried out for EC ET OC. Part Fibre Toxicol 3, 11.

[42] Baulig A, Poirault JJ, Ausset P, Schins R, Shi T, Baralle D et al. 2004. Physicochemical characteristics biological activities of seasonal atmospheric particulate matter sampling in two locations of Paris. *Environ Sci Technol.*; 38(22): 5985-92.

[43] Bateson TF and Schwartz J. 2004. Who is sensitive to the effects of particulate air pollution on mortality? A case-crossover analysis of effect modifiers. *Epidemiology.*; 15(2): 143-9.

[44] Baulig A. 2004b. Rôle des particules fines PM2,5 dans l'induction des thologiesrespiratoires d'origine inflammatoire. Comparaison avec les particules de Diesel. Université Paris VII – Denis Diderot, Paris.

[45] F. Collin, 2000. Détermination des signatures granulométriques et chimiques de particules relevées l'échappement de moteurs Diesel et en atmosphère urbaine, Thèse ADEME - CNRS-LMR / SA Peugeot Citroën, décembre.

[46] 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.

[47] Harrison R. M. et Yin J. 2008. Sources and processes affecting carbonaceous aerosol in entralEngland. *Atmospheric Environment* 42(7): 1413-1423.

[48] CFHA (Commission fédérale de l'hygiène de l'air). 2007. « Poussières fines en Suisse», Berne.

[49] Delmas R., Mégie G. et Peuch V.-H. (2005). Physique et chimie de l'atmosphère. Belin.

[50] Rapport national France, (2003) - Pollution atmosphérique.

[51] 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 PM10 metal composition and ability to induce inflammation. *Respir Res* 6, 43.

[52] Laj P, Sellegri K. 2003. Les aérosols atmosphériques: Impacts locaux, effets globaux. *Revue Française des Laboratoires*. 349 : 23-34.

[53] 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 »

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

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

[56] 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.

[57] V. Tatry, E. Leoz. 1998. 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 predict, décembre.

[58] Kerbachi R., M. Boughedaoui, N. Koutai et T. Lakki. 1998. La pollution par les oxydes d'azote et l'ozone dans la ville d'Alger. *Poll. Atm.*, Avril - Juin, pp 89-101.

[59] R Ladji, N Yassaa, C Balducci, A Cecinato. 2014. Particle size distribution of n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in urban and industrial aerosol of Algiers, Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*. 21 (3), 1819-1832.

[60] Kerbachi R., M. Boughedaoui, Y. Kerchiche et R. Joumard. 2000 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.

[61] AOUDIA.M. T (consultant matet). 2003. « 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.

[62] Office national des statistiques (ONS). 2018. Données statistiques du parc automobile, Alger.

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

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

[65] Plan Cadre des Nations Unies pour la Coopération au Développement UNDAF (2002 – 2006) Algérie, Mai 2002.

[66] CEREFÉ. 2020. Transition Énergétique en Algérie « Leçons, Etat des Lieux et Perspectives pour un Développement Accéléré des Énergies Renouvelables ». Edition 2020. EISSN/ISSN 2716-8654. <http://www.cerefe.gov.dz/fr/2020/11/29/transition-energetique-en-algerie/>.

[67] D.G.Kaskaoutisa, A.RashkibU. C.Dumkac, A.Mofidid, H.D.Kambezhidisa, B.E.Psilogloua, D.Karagiannisa, K.Petrinolia, A.Gavriila. Atmospheric dynamics associated with exceptionally dusty conditions over the eastern Mediterranean and Greece in March 2018.

[68] MODIS, [Online]. Available: <https://modis.gsfc.nasa.gov/about/>.

[69] Talbi A., 2013. Evaluation de la pollution atmosphérique par les particules fines en site rural à Tipasa. Mémoire de Magistère, Ecole Nationale Polytechnique.

- [70] OMS, 2016. Ambient Air Pollution: a Global Assessment of Exposure and Burden of Disease. ISBN 978 92 4 151 135 3.
- [71] OMS, 2010. Annual Means PM10 by City. Available from: www.who.int/gho/phe/.../oap_city_2003_2010.xls.
- [72] EEA (European Environment Agency), 2014. Air Quality in Europe. N°5. Available from: www.eea.europa.eu/.../air-quality-in-europe-2014, 15 August 2015. ISSN 1977-8449.
- [73] WB (The World Bank Air pollution in Ulaanbaatar). (2009). Discussion Paper. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/866561468274261208/pdf/529700REPLACEMENTpaper0FINAL002110110.pdf>
- Weckwerth, G., 2010. Origin of fine dust in urban environmental zones evidence from element patterns received by dichotomous collection and INAA. *Appl. Radiat. Isotopes* 68, 1878-1883.
- [74] Ariola, V., D'Alessandro, A., Lucarelli, F., Marcazzan, G., Mazzei, F., Nava, S., Garcia-Orellana, I., Prati, P., Valli, G., Vecchi, R., Zucchiatti, A., 2006. Elemental characterization of PM10, PM2.5 and PM1 in the town of Genoa (Italy). *Chemosphere* 62, 226-232.
- [75] Saliou, M., Laurent, Y.A., Pascal, F., 2014. Size-distributed metallic elements in submicronic and ultrafine atmospheric particles from urban and industrial areas in northern France. *Atmos. Res.* 135-136, 35-47.
- [76] Ntziachristos, L., Ning, Z., Geller, M.D., Sheesley, R.J., Schauer, J.J., Sioutas, C., 2007. Fine, ultrafine and nanoparticle trace element compositions near a major free way with a high heavy-duty diesel fraction. *Atmos. Environ.* 41, 5684-5696.
- [77] Pérez, N., Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Lopez, J.M., Viana, M., 2008. Partitioning of major and trace components in PM10-PM2.5-PM1 at an urban site in Southern Europe. *Atmos. Environ.* 42, 1677-1691.
- [78] OMS.2000. WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) Regional Office for Europe, 2000. « Air Quality Guidelines for Europe » - 2nd Edition - WHO Regional Publications, European Series, No. 91. 288 pp. Disponible sur : http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf
- [79] OMS. 2005. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2005 Summary of risk assessment. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02.
- [80] Talbi A, Kerchich Y, Kerbachi R, Boughedaoui M, Assessment of annual air pollution levels with PM1, PM2.5, PM10 and associated heavy metals in Algiers, Algeria. *Environ Pollut.* 2018 Jan;232:252-263. doi: 10.1016/j.envpol.2017.09.041.
- [81] Papayannis, A., Balis, D., Amiridis, V., Chourdakis, G., Tsaknakis, G., Zerefos, C., Castanho, A.D.A., Nickovic, S., Kazadzis, S., Grabowski, 2005. Measurements of Saharan dust aerosols over the Eastern Mediterranean using elastic backscatter-Raman lidar, spectrophotometric and satellite observations in the frame of the EARLINET project. *Journal of Atmospheric Chemistry and Physics*. 5, issue 8. 2065-2079.
- [82] Querol, X., Alastuey, A., Pey, J., Cusack, M., P'erez, N., Mihalopoulos, N., Theodosi, C., Gerasopoulos, E., Kubilay, N., Koçak, M., 2009. Variability in regional background aerosols within the Mediterranean. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 9, 4575-4591.
- [83] Lonati, G., Ozgen, S., Giugliano, M., 2007. Primary and secondary carbonaceous species in PM2.5 samples in Milan (Italy). *Atmos. Environ.* 41, 4599-4610.
- [84] Iovino, P., Salvestrini, S., Capasso, S., 2007. Background atmospheric levels of aldehydes, btex and PM10 pollutants in a medium-sized city of southern Italy. *Ann.Chim.* 97 (by Societ_a Chimica Italiana).

- [85] Deng, L.Q., Qian, J., Liao, R.X., 2012. Pollution characteristics of atmospheric particulates in Chengdu from August to September in 2009 and their relationship with meteorological conditions. *China Environ. Sci.* 32, 1433-1438.
- [86] Yang, L., Quanliang, C., Hujia, Z., Lin, W., Ran, T., 2015. Variations in PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ in an urban area of the Sichuan basin and their relation to meteorological factors. *Atmosphere* 6, 150-163. <http://dx.doi.org/10.3390/atmos6010150>.
- [87] Oucher, N., Kerbachi, R., 2012. Evaluation of air pollution by aerosol particles due to road traffic: a case study from Algeria. *Procedia Eng.* 33, 415-423.
- [88] Shahsavani, A., Naddafi, K., Jafarzade, H.N., Mesdaghinia, A., Yunesian, M., Nabizadeh, R., Arahami, M., Sowlat, M.H., Yarahmadi, M., Saki, H., Alimohamadi, M., Nazmara, S., Motevalian, S.A., Goudarzi, G., 2012. The evaluation of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ concentrations during the Middle Eastern Dust (MED) events in Ahvaz, Iran, from april through september 2010. *J. Arid Environ.* 77, 72-83.
- [89] NOM (National Office of Meteorology), 2016. Algiers. <http://www.meteo.dz>. (Accessed 15 November 2016).
- [90] Lin, J., Liu, W., Yan, I., 2009. Relationship between meteorological conditions and particle size distribution of atmospheric aerosols. *J. Meteorol. Environ.* 25, 1-5.
- [91] Shen, Z.Y., Lu, B., Chen, H.B., 2009. Effects of meteorology condition in precipitation on aerosol concentration in Zhengzhou. *Meteorol. Environ. Sci.* 32, 55-58.
- [92] Butler, J. D. 1979. « Air pollution chemistry », Academic Press, London.
- [93] Despujols, J. 2000. Spectrometrie D'émission des Rayons X. Fluorescence X. Ed. Techniques Ingénieur.
- [94] Xu, Z., Gautam, M., and Mehta, S. 2002. "Cumulative frequency fit for particle size distribution," *Applied occupational and environmental hygiene*, vol. 17, no. 8, pp. 538–542.
- [95] Pakkanen, T. A., Keronen, R. E. H. P., Maenhaut, W., Ducastel, G., and Pacyna, J. M. 1996. "Sources and physico-chemical characteristics of the atmospheric aerosol in southern norway," *Atmospheric Environment*, vol. 30, no. 9, pp. 1391–1405, 1996.
- [96] Journal officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire, "Décret exécutif N 06-02," 2006.
- [97] Kerbachi, R., Oucher, N., Bitouche, A., Berkouki, N., Demri, B., Boughédaoui, M., and Joumard, R. 2009. Pollution par les particules fines dans l'agglomération d'Alger. In *Environment and Transport in different contexts/Environnement et Transports dans des contextes différents*, pages 31–40. Ecole Nationale Polytechnique, Alger, COST, Univ. Blida, INRETS, Feb 2009, Ghardaïa, Algeria. pp.31-40. hal-01253689.
- [98] Brochard, P., Pairon, J.-C., and Bignon, J., 1990. Aérosol et santé : déposition et épuration des particules inhalées. *Pollution atmosphérique*, 32(126) :178–184.
- [99] Yamada, E., Funoki, S., Abe, Y., Umemura, S., Yamagushi, D., and Fuse, Y. 2005. Size distribution and characteristics of chemical components in ambient particulate matter. *Analytical sciences*, 21(2) :89–94.
- [100] Zou L. Y., and Hooper, M. A. 1997. Size-resolved airborne particles and their morphology in central jakarta. *Atmospheric Environment*, 31(8) :1167–1172, 1997.
- [101] Belakhal, Y., Guachi, M., Kerchich, Y., and Moussaoui, Y. 2016. Heavy metals levels in the sand of Ouargla-Guerrarra-Guettarra region in th southern of Algeria. *Proceeding*, volume 3: Environmental and Health Risk Assessment, 2nd International Conference on Integrated Environmental Management for Sustainable Development, October 27-30, 2016 Sousse-Tunisia. ISSN 1737-3638.

- [102] Chalbot, M.C., Lianou, M., Vei, I.C., Kotronarou, A., Kavouras, I.G., 2013. Spatial attribution of sulfate and dust aerosol sources in an urban area using receptor modeling coupled with Lagrangian trajectories. *Atmos. Pollut. Res.* 4, 346-353.
- [103] Mbengue, S., Alleman, L.Y., Flament, P., 2014. Size-distributed metallic elements in submicronic and ultrafine atmospheric particles from urban and industrial areas in northern France. *Atmos. Res.* 135-136, 35-47.
- [104] López, J.M., Callén, M.S., Murillo, R., García, T., Navarro, M.V., de la Cruz, M.T., Mastral, A.M., 2005. Levels of selected metals in ambient air PM10 in an urban site of Zaragoza (Spain). *Environ. Res.* 99, 58-67.
- [105] Voutsas, D., Samara, C., Kouimtzi, Th., Ochsenkühn, K. 2002. Elemental composition of airborne particulate matter in the multi-impacted urban area of Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*. Volume 36, Issue 28, Pages 4453-4462.
- [106] Taylor, S., and McLennan S. 1985. *The continental Crust: its Composition and Evolution*. Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- [107] Lewandowsky, M., Jaoui, H. Offenber, J. M., Kleindienst, T. E., Edney E.O., Sheesley, R. J., Schauer, J. J. 2008. Primary and secondary contributions to ambient PM in the Midwestern United States. *Environ Sci technol.* 42:3003-3309.
- [108] Lim, J.M., Lee, J.H., Moon, J.H., Chung, Y.S., Kim, K.H., 2010. Source apportionment of PM10 at a small industrial area using Positive Matrix Factorization. *Atmospheric Research* 95, 88–100.
- [109] Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Salvador, P., Sanchez de la Campa, A., Artinano, B., de la Rosa, J., Gibbons, W., 2006. Variations in atmospheric PM trace metal content in Spanish towns: illustrating the chemical complexity of the inorganic urban aerosol cocktail. *Atmospheric Environment* 40, 6791–6803.
- [110] Laschober, C., Limbeck, A., Rendl, J., Puxbaum, H., 2004. Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermuhlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment* 38, 2187–2195.
- [111] Mian, C., Diehl, T., Ginoux, P., Malm, W., 2007. Intercontinental transport of pollution and dust aerosols: implications for regional air quality. *Atmos. Chem. Phys.* 7, 5501-5517.
- [112] Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Niveau de dépistage régional (RSL) ; US EPA: Washington, DC, États-Unis, 2013.
- [113] Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Guide de l'utilisateur et document technique de base pour la région 9 de l'USEPA - Objectifs préliminaires d'assainissement (PRG) ; US EPA: Washington, DC, États-Unis, 2013.
- [114] Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA). Guide d'évaluation des risques pour Superfund — Vol. I: Manuel d'évaluation de la santé humaine (Partie F, Lignes directrices supplémentaires pour l'évaluation des risques par inhalation) ; US EPA: Washington, DC, USA, 2009.
- [115] Romanazzi, V., Casazza, M., Malandrino, M., Maurino, V., Piano, A., Schilirò, T., Gilli, G. 2014. Répartition de la taille des métaux PM 10 et analyse des risques environnementaux et sanitaires dans la ville de Turin. *Chemosphere.* 112 , 210–216.