

Synthèse des connaissances sur les particules en Île-de-France

NOTE PARTICULES



SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR LES PARTICULES EN ILE-DE-FRANCE

AVRIL 2021

AIRPARIF – L'Observatoire de l'Air en Ile-de-France

7 rue Crillon - 75004 PARIS

Tel : 01 44 59 47 64 – Fax : 01 44 59 47 67

www.airparif.fr

SOMMAIRE

GLOSSAIRE.....	5
1. INTRODUCTION.....	7
1.1. LES PARTICULES.....	7
1.2. L'IMPACT DES PARTICULES.....	9
1.2.1. L'impact des particules sur la santé.....	9
1.2.1.1. L'impact de la taille.....	10
1.2.1.2. L'impact de la composition chimique.....	11
1.2.2. L'impact des particules sur le bâti et les écosystèmes.....	12
1.2.3. L'impact des particules sur le climat.....	13
1.3. LA COMPOSITION CHIMIQUE DES PARTICULES.....	13
1.3.1. Les espèces carbonées.....	13
1.3.2. Les espèces inorganiques.....	15
1.4. LES SOURCES DE PARTICULES.....	16
1.4.1. Les sources d'émissions primaires de PM ₁₀ et de PM _{2.5}	18
1.4.2. Les sources de précurseurs gazeux de particules secondaires (NO _x , NH ₃ , COV).....	19
1.4.2.1. Les sources des aérosols inorganiques secondaires.....	19
1.4.2.2. Les sources des aérosols organiques secondaires.....	22
2. LES NIVEAUX DE PARTICULES EN ILE-DE-FRANCE.....	23
2.1. LA SURVEILLANCE DES PARTICULES EN IDF.....	23
2.1.1. Mesures par classes de taille.....	24
2.2.2. Les mesures de composition chimique.....	26
2.2. LES NIVEAUX DE PARTICULES SELON LEUR TAILLE.....	28
2.2.1. Les particules réglementées PM ₁₀ et PM _{2.5}	28
2.2.1.1. Les niveaux chroniques de PM ₁₀ en Ile-de-France.....	28
2.2.1.2. Les niveaux chroniques de PM _{2.5} en Ile-de-France.....	29
2.2.1.3. Les tendances.....	30
2.2.1.4. La corrélation et ratio entre PM ₁₀ et PM _{2.5}	34
2.2.2. Les particules ultrafines en Ile-de-France.....	36
2.2.2.1. Mise en évidence de la source chauffage au bois.....	36
2.2.2.2. Suivi de la source trafic.....	40
2.3. LES NIVEAUX DE PARTICULES SELON LEUR COMPOSITION CHIMIQUE.....	40
2.3.1. La composition chimique moyenne en Ile-de-France.....	41
2.3.1.1. La composition chimique moyenne en 2010.....	41
2.3.1.2. L'évolution de la composition chimique.....	43
2.3.2. Le carbone suie.....	44
2.3.2.1. Les niveaux moyens de Carbone Suie.....	45
2.3.2.2. L'évolution saisonnière des niveaux moyens de carbone suie.....	48

2.3.2.3. Les évolutions hebdomadaire et journalière des niveaux moyens de carbone suie.....	49
2.3.3. Le Carbone organique	50
2.3.4. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	52
2.3.5. Les Métaux.....	54
2.3.5.1. Plomb (Pb)	54
2.3.5.2. Arsenic (As)	55
2.3.5.3. Cadmium (Cd)	55
2.3.5.4. Nickel (Ni)	56
2.3.5.5. Mercure (Hg)	56
3. L'ORIGINE DES PARTICULES FRANCILIENNES.....	57
3.1. L'ORIGINE DES NIVEAUX MOYENS DE PARTICULES	59
3.1.1. L'origine géographique des PM _{2.5} franciliennes	59
3.1.2. Les sources des PM _{2.5} franciliennes	61
3.1.2.1. Le trafic routier	61
3.1.2.2. La combustion de biomasse	64
3.1.2.3. Autre sources de combustion	65
3.1.2.4. Les sources de précurseurs de composés organiques.....	65
3.1.2.5. Les sources de précurseurs de composés inorganiques secondaires.....	66
3.2. L'ORIGINE DES EPISODES DE POLLUTION PARTICULAIRE.....	66
3.2.1. Les épisodes de combustion hivernale	67
3.2.2. Les épisodes multi-sources	68
3.2.2.1. Episodes multi-sources printaniers	68
3.2.2.2. Episodes multi-sources hivernaux	70
3.2.2.3. Autres épisodes multi-sources	72
4. PERSPECTIVES	73
REFERENCES	76
ANNEXES	83
ANNEXE 1 - VALEURS REGLEMENTAIRES ET RECOMMANDATIONS SANITAIRES RELATIVES AUX PARTICULES	84
ANNEXE 2 - METHODES DE MESURE DES PARTICULES.....	86

GLOSSAIRE

AASQA : Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air

ACSM : Aerosol Chemical Speciation Monitor (analyseur automatique de composition chimique des particules)

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

ANSES : Agence Nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AIS : Aérosols Inorganiques Secondaires

AOS : Aérosols Organiques Secondaires

BBOA : Biomass Burning Organic Aerosol

BC : « Black Carbon » ou carbone suie

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique

CNC : Compteur à Noyaux de Condensation

CO : Monoxyde de carbone

CORTEA : Connaissance, Réduction à la source et Traitement des émissions dans l'Air

COV : Composés Organiques Volatils

COSV : Composés Organiques Semi-Volatils

EBC : Equivalent Black Carbon (concentration en carbone suie en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

EC : Carbone Élémentaire

EMD : Ecole des Mines de Douai

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HNO₃ : Acide nitrique

HOA : Hydrocarbon-like Organic Aerosol

LCSQA : Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

LISA : Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques

LSCE : Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Université de Versailles Saint Quentin en Yvelines-CNRS-CEA

MEEDDAT : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire

MOP : Matière Organique Particulaire, notée aussi POM (abréviation anglaise)

NH₃ : Ammoniac

NH₄⁺ : Ammonium

(NH₄)₂SO₄ : Sulfate d'ammonium

NH₄NO₃ : Nitrate d'ammonium

NO : Monoxyde d'azote

NO₂ : Dioxyde d'azote

NO₃⁻ : Nitrate

OC : Carbone Organique

OOA : Oxygenated-like Organic Aerosol

O₃ : Ozone

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

Particules primaires : directement émises dans l'atmosphère par les sources de pollution

Particules secondaires : Ne sont pas émises en tant que telles, mais se forment par réactions chimiques dans l'atmosphère à partir de polluants gazeux.

PCB : PolyChloroBiphényles

PM₁₀ : Particule inférieure à 10 micromètres

PM_{2.5} : Particule inférieure à 2.5 micromètres

PREQUALIF : Programme pluridisciplinaire de REcherche sur la QUALité de l'air et ses Impacts en Île-de-France

REBECCA : Réseau Equivalent Black-Carbon : Evolution des Concentrations et des Contributions interAnnuelles

PUF : Particules Ultra Fines (Particules inférieures à 0,1 µm)

SMPS : Scanning Mobility Particle Sizer (analyseur de comptage et de tri)

SIRTA : Observatoire de Recherche Atmosphérique de l'Institut de Pierre Simon Laplace

SO₂ : Dioxyde de soufre

SO₄²⁻ : Sulfate

1. INTRODUCTION

Les particules jouent un rôle important dans les effets sanitaires engendrés par la pollution atmosphérique. Leur impact sanitaire dépend de leur composition, de leurs sources et de leur taille.

En Ile-de-France, si les concentrations sont en baisse, les niveaux réglementaires restent problématiques. La surveillance des particules et de leur composition chimique constitue ainsi un axe de travail important pour Airparif. Ce rapport présente une synthèse des connaissances actuelles sur les particules en Ile-de-France, que ce soit sur les niveaux mesurés ou leurs sources, informations nécessaires pour appuyer les choix des actions de réduction à court et moyen terme les plus pertinentes. Compte-tenu du nombre important d'études et de publications menées sur ce thème, cette synthèse est loin d'être exhaustive.

Après quelques rappels sur les particules, leurs effets et leurs sources, ce document décrit le dispositif de surveillance de la pollution particulaire en Ile-de-France. Contrairement aux polluants gazeux, les particules ne constituent pas une espèce chimique unique, mais sont composées d'une grande diversité de composés, plus ou moins toxiques, qui diffèrent selon leurs sources. Au-delà de la surveillance des particules PM₁₀ et PM_{2.5} en masse, la caractérisation de la composition chimique, d'une part, et le comptage des particules les plus fines, d'autre part, permet de remonter aux sources de particules.

Les niveaux franciliens de particules sont présentés, selon la taille des particules (particules réglementées PM₁₀ et PM_{2.5}, ainsi que les particules ultrafines), mais également ceux des composés particuliers suivis individuellement. La mesure individuelle de ces composés permet un suivi spécifique des différentes sources d'émissions et de leurs évolutions dans le temps. L'intégration de l'ensemble de ces enseignements permet de déterminer l'origine des particules franciliennes, c'est-à-dire la contribution de chacune de ces sources à la concentration respirée par les franciliens, tant en termes de niveaux chroniques que lors des épisodes de pollution.

1.1. LES PARTICULES

Le terme particules désigne un mélange de polluants solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. Les particules sont aussi appelées aérosols, notion qui inclut à la fois les particules et le gaz dans lequel elles se trouvent en suspension. Une distinction est faite entre les particules selon leur taille d'une part et selon leur composition chimique d'autre part.

Les particules ont des tailles qui peuvent varier sur près de six ordres de grandeur, de quelques fractions de nanomètres à une centaine de micromètres (Figure 1), ce qui en fait l'un des constituants les plus complexes de l'atmosphère. On appelle poussières les particules solides de dimensions et de provenances diverses pouvant rester un certain temps en suspension dans un gaz. Ce terme désigne en général les plus grosses d'entre elles (de diamètre supérieur à 2.5 µm).

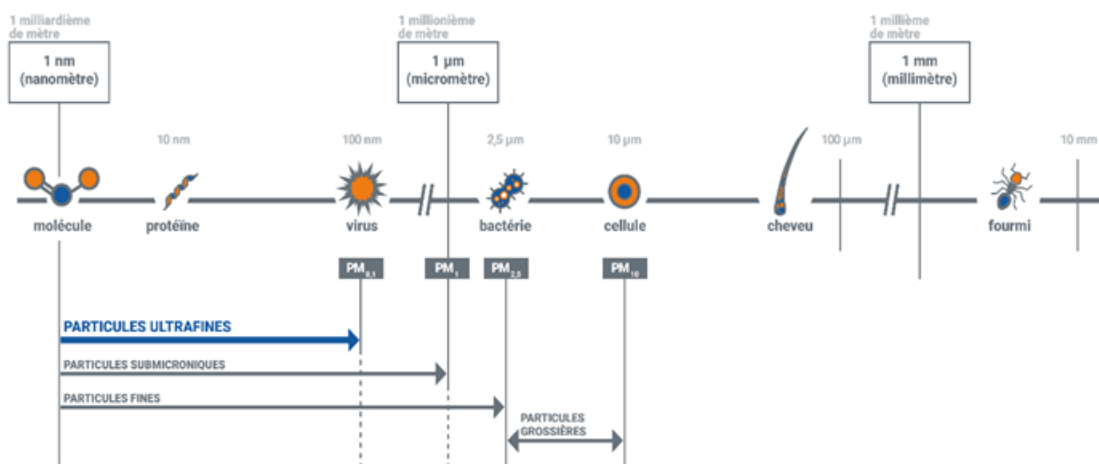


Figure 1 : Taille des particules - échelles et ordres de grandeur

Les particules PM_{10} (de diamètre inférieur à $10\ \mu\text{m}$) correspondent à la fraction inhalable des particules. Elles sont majoritairement formées de particules $PM_{2,5}$ (de diamètre inférieur à $2,5\ \mu\text{m}$) : en moyenne annuelle, les $PM_{2,5}$ représentent environ 40 à 60 % des concentrations massiques en PM_{10} . Les normes européennes et françaises de qualité de l'air relatives aux particules portent actuellement sur ces deux fractions. De ce fait, ce sont ces fractions qui sont généralement mesurées en opérationnel au sein des observatoires de la qualité de l'air. Les plus fines d'entre elles, les PM_1 (de diamètre inférieur à $1\ \mu\text{m}$) et les particules ultrafines PUF (inférieures à $0,1\ \mu\text{m}$) font également l'objet d'une surveillance particulière.

Les particules fines proviennent d'une multitude de sources d'émission et de processus de transformation physico-chimiques dans l'atmosphère. Les émissions de particules primaires résultent de phénomènes naturels (sable de désert, sels marins, éruptions volcaniques, feux de forêts, etc.) et d'activités humaines (chauffage, transports, industries, agriculture, etc.). Le transport routier et le chauffage résidentiel sont à l'origine de fortes concentrations d'aérosols organiques dans l'atmosphère, par la combustion d'énergie fossile et de biomasse.

Il faut distinguer les particules primaires des particules secondaires.

Les particules primaires sont directement émises dans l'atmosphère, d'une part par les activités humaines, mais également par des sources naturelles. De manière simplifiée, la fraction grossière des particules primaires est principalement formée par des procédés mécaniques, et les plus fines plutôt par les sources de combustion.

Les particules secondaires ne sont pas émises directement dans l'atmosphère. Elles résultent de la transformation des polluants gazeux présents dans l'atmosphère, tels que le dioxyde d'azote NO_2 , le dioxyde de soufre (SO_2), l'ammoniac (NH_3) et les Composés Organiques Volatils (COV). Les vapeurs gazeuses émises dans l'atmosphère se condensent et forment des particules de très petite taille, qui grossissent par coagulation ou fixation de la vapeur d'eau. Ceci peut s'accompagner d'une oxydation photochimique des composés, sous l'action du soleil.

En fonction de leur taille, de leur source et de leur composition chimique, les particules ont un impact sur la santé, mais également sur le bâti, les écosystèmes et le climat.

1.2. L'IMPACT DES PARTICULES

1.2.1. L'impact des particules sur la santé

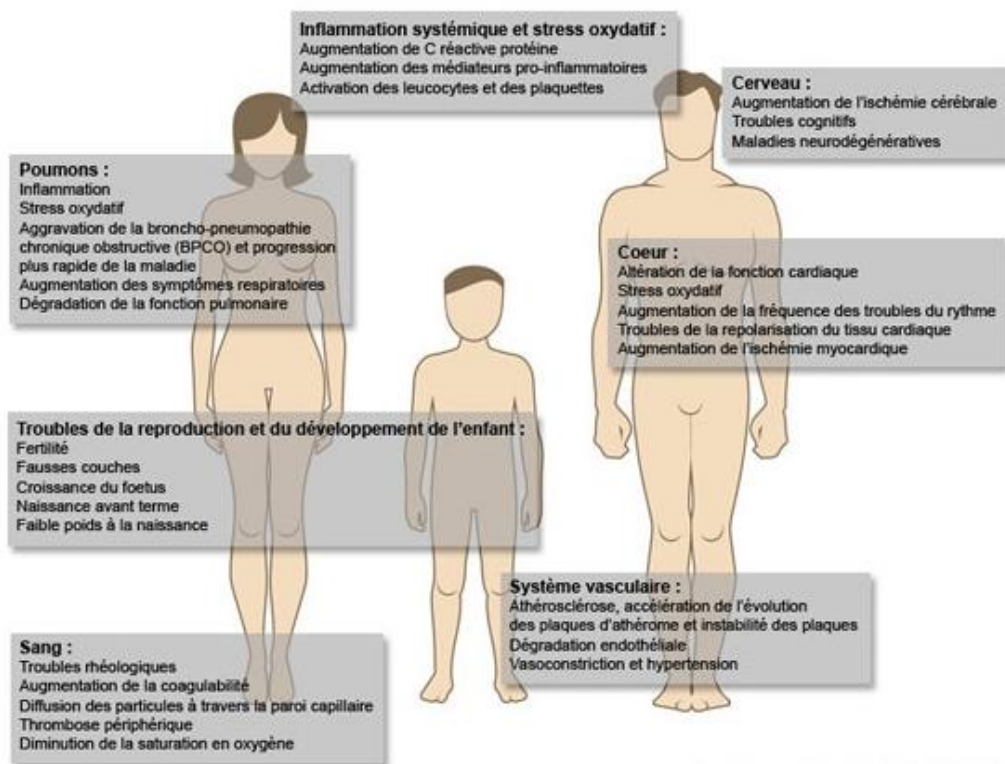
Les particules fines de l'air ambiant représentent un enjeu de santé publique. Il est aujourd'hui admis qu'elles jouent un rôle important dans les effets sanitaires engendrés par la pollution atmosphérique. Selon l'ANSES, les niveaux de preuves associant différents effets néfastes sur la santé à l'exposition aux particules de l'air ambiant dépend de trois paramètres : leur composition, leurs sources et leur taille (ANSES, 2019) avec un impact différent sur l'organisme et à plus ou moins court terme, en fonction de ces paramètres.

Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé la pollution de l'air ambiant extérieur dans son ensemble, et les particules en suspension, comme composant cette pollution atmosphérique comme cancérigènes pour l'Homme (CIRC, 2014).

L'impact de l'exposition humaine à la pollution atmosphérique par les particules fines PM_{2.5} en lien avec l'activité humaine a été estimé à 48 000 décès prématurés par an et 950 000 années de vie perdues chaque année en France (Santé Publique France, 2016). Il est accentué dans les zones urbaines de plus de 100 000 habitants où les résultats montrent, en moyenne, une perte de 15 mois d'espérance de vie à 30 ans du fait de cette exposition.

Aux concentrations auxquelles sont exposées les populations urbaines et rurales des pays développés et en développement, les particules peuvent induire différents effets sur la santé comme l'illustre la Figure 2.

Les effets des particules sur la santé



Source : Programme de surveillance air et santé, InVS, 2014

Figure 2 : Les effets des particules sur la santé (Santé publique France, 2016).

L'exposition chronique contribue en particulier à augmenter le risque de contracter des maladies cardiovasculaires et respiratoires, ainsi que des cancers pulmonaires (ANSES, 2019). Parmi les principaux effets mis en évidence, les troubles cardio-respiratoires peuvent survenir à court terme (dans les quelques jours à quelques semaines suivant l'exposition) ou bien à long terme (suite à une exposition chronique sur plusieurs années). Les particules atmosphériques peuvent également déclencher des réactions inflammatoires, une amplification des réactions allergiques, des maladies respiratoires obstructives chroniques (asthme), un stress oxydant, mais aussi un remodelage irréversible des tissus pulmonaires et une modulation de l'expression des gènes pouvant conduire à l'apparition de cancers. On constate à la fois une aggravation des affections respiratoires et une augmentation de l'incidence de ces maladies. Ces différents effets peuvent se traduire notamment en termes de consultations médicales, d'hospitalisations ou de décès anticipés.

Des études montrent sur le long terme des associations entre concentrations de particules et mortalité à des niveaux bien en-dessous du seuil de recommandation annuel de l'OMS (fixé à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $\text{PM}_{2.5}$). (OMS, 2013). A ce jour, il n'a pas été mis en évidence de seuil en-dessous duquel les particules seraient inoffensives. En revanche, les concentrations accrues de particules augmentent les risques d'effets délétères (symptômes, hospitalisations, décès...).

D'une manière générale, les facteurs déterminant la toxicité d'une particule sont : la concentration massique, le nombre de particules, la taille, la morphologie et la composition chimique.

1.2.1.1. L'impact de la taille

Les particules les plus grosses sont naturellement arrêtées par le nez. En revanche, plus les particules sont petites, plus elles vont pouvoir pénétrer et rester dans l'organisme.

Pénétration des particules dans l'organisme: (Schéma réalisé sur la base d'un dessin du Dr J. Harkema)

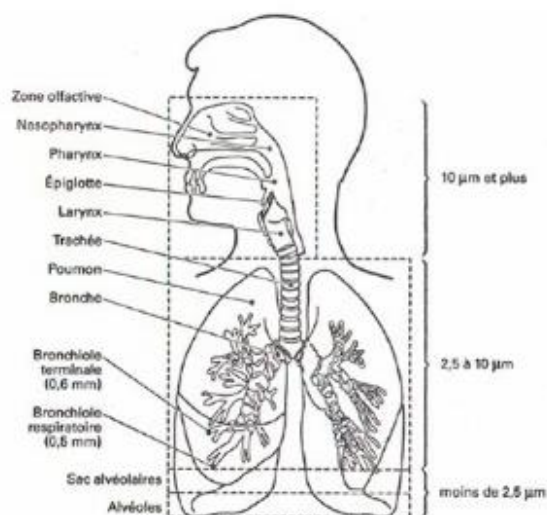


Figure 3 : Pénétration des particules dans l'organisme (Schéma réalisé sur la base d'un dessin du Dr J. Harkema). (Source : www.santepubliquefrance.fr)

Les particules plus petites se déposent dans les voies respiratoires profondes en proportion nettement plus importante que les particules plus grosses. En pénétrant profondément, elles atteignent les alvéoles pulmonaires, par lesquelles s'effectuent les échanges gazeux entre l'air et le sang (ANSES, 2019) et

persistent longtemps dans l'organisme, car elles résistent en partie aux processus d'élimination. Elles peuvent également passer dans le sang.

De plus, les très petites particules peuvent être en nombre très important, et elles offrent de ce fait une surface de contact plus importante que les grosses. D'autre part, les composés les plus toxiques se trouvent préférentiellement dans la fraction fine des particules. Les études épidémiologiques ont montré que les expositions aux PUF peuvent causer une augmentation de la mortalité et des hospitalisations pour des raisons cardio-respiratoires (Belleudi et al., 2010 ; Chatignoux et al., 2013). Une étude estime que l'augmentation de 10 000 particules/cm³ est associée à une augmentation de 4,27 % d'hospitalisation liées aux maladies (Samoli et al., 2016). Les PUF peuvent être transportées dans les régions du cerveau par l'inhalation (Oberdörster et al., 2004). De nombreuses études in vitro ont mis en évidence que des PUF produisaient plus de radicaux libres que les particules plus grosses et provoquaient un stress oxydant plus important (Donaldson et al., 2002; Schins et al., 2004). Les PUF pourraient avoir un effet à long terme sur la santé neurologique (développement des performances cognitives de l'enfant) (ANSES, 2019). Il reste encore beaucoup d'incertitudes sur le comportement des PUF dans l'organisme. Il sera très important d'évaluer les effets à long terme, cancers, maladies neurodégénératives.

Néanmoins, la fraction grossière des particules (PM₁₀) a également un effet sur la santé. Ainsi, les études récentes chez l'Homme confirment une indication « modérée » d'effets à court terme des particules grossières essentiellement sur la santé respiratoire (mortalité, asthme, BPCO). Quant aux effets à long terme des particules grossières sur la santé, les études rapportent une indication « faible » d'altération de la santé respiratoire (chez l'enfant) et une indication « modérée » d'effet sur la mortalité toutes causes.

Des données récentes montrent également un effet sanitaire des poussières de désert, notamment sur la santé respiratoire de l'enfant (ANSES, 2019).

1.2.1.2. L'impact de la composition chimique

Les différents composés présents dans les particules (carbone suie, carbone organique, sulfate, nitrate, etc.) ont un effet sanitaire plus ou moins prononcé sur la santé respiratoire et cardiovasculaire ainsi que sur le taux d'hospitalisation et de mortalité. De plus, ils ont également des effets à long terme sur la santé neurologique (développement des performances cognitives de l'enfant) et sur la santé périnatale (faible poids de naissance) (ANSES, 2019).

Les niveaux de preuves les plus forts d'effets néfastes pour la santé concernent le carbone suie (issue de la combustion) et le carbone organique. Les données recueillies depuis 2013 confirment le lien avec des atteintes respiratoires et cardiovasculaires et les décès anticipés (ANSES, 2019). Des études épidémiologiques ont montré une association entre les variations de concentrations de carbone suie et des effets sur la santé, principalement à court terme. **Néanmoins, les études toxicologiques mettent en évidence que les particules de carbone suie ne semblent pas exercer une toxicité directe majeure, mais qu'elles peuvent agir comme un transporteur universel d'une grande variété de substances chimiques ayant une toxicité variable pour les poumons, les cellules immunitaires et (éventuellement) la circulation sanguine systémique** (Janssen et al., 2012).

Parmi les substances cancérigènes présentes dans la fraction organique, on peut citer le Benzo(a)pyrène, classé comme cancérigène avéré (groupe 1 du CIRC). Trois autres HAP sont classés cancérigènes probables (groupe 2A du CIRC) : cyclopenta[c,d]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène et dibenzo[a,l]pyrène, et 11 autres sont classés cancérigènes possibles (groupe 2B).

Du fait de leur forte contribution en composés carbonés, **les échappements des moteurs diesel sont classés cancérigènes certains pour l'Homme par l'OMS**, sur la base d'indications suffisantes prouvant qu'une telle exposition est associée à un risque accru de cancers du poumon (CIRC, 2014). Les échappements des moteurs à essence sont quant à eux classés cancérigènes possibles pour l'Homme.

En raison de leur grande solubilité, de leur faible dangerosité, et de leur abondance dans le corps humain, il a été suggéré que les aérosols inorganiques seraient moins nocifs que, par exemple, les particules primaires dérivées de la combustion (Schlesinger & Cassee, 2003). **Des preuves d'effets néfastes pour la santé respiratoire et cardiovasculaire et les décès anticipés ont néanmoins été mises en évidence pour certains composés des particules, dont les aérosols inorganiques secondaires** (incluant ammonium, sulfate, et nitrate) principalement, ainsi que pour les métaux de transition (fer, zinc, nickel, cuivre et vanadium), la silice et les endotoxines.

Des interrogations subsistent concernant les effets sanitaires associés aux particules en fonction de leur composition, dans la mesure où celle-ci a évolué au cours de ces vingt dernières années.

1.2.2. L'impact des particules sur le bâti et les écosystèmes

La pollution de l'air de manière générale a pour incidence la dégradation du patrimoine bâti (Figure 4). Bien qu'il soit compliqué d'estimer la responsabilité de chacun des polluants atmosphériques dans la dégradation du bâti, les particules, notamment les particules carbonées (suies), sont principalement responsables du noircissement des façades. Ces particules vont se déposer à la surface des bâtiments et mener à leur empoussièrément et à la formation de croûtes noires. Les particules peuvent également véhiculer des espèces chimiques comme le soufre ou des métaux, qui par oxydation vont venir altérer les matériaux.

Les nettoyages et ravalements successifs mis en œuvre pour la préservation du patrimoine bâti représentent un coût important pour la société (1 milliard d'euros par an pour l'Île-de-France) et entraînent une perte de matière sur les édifices (Commission d'enquête du Sénat, 2015). Outre la mise en péril du patrimoine historique, les effets des particules sur le bâti constituent donc un enjeu économique important.

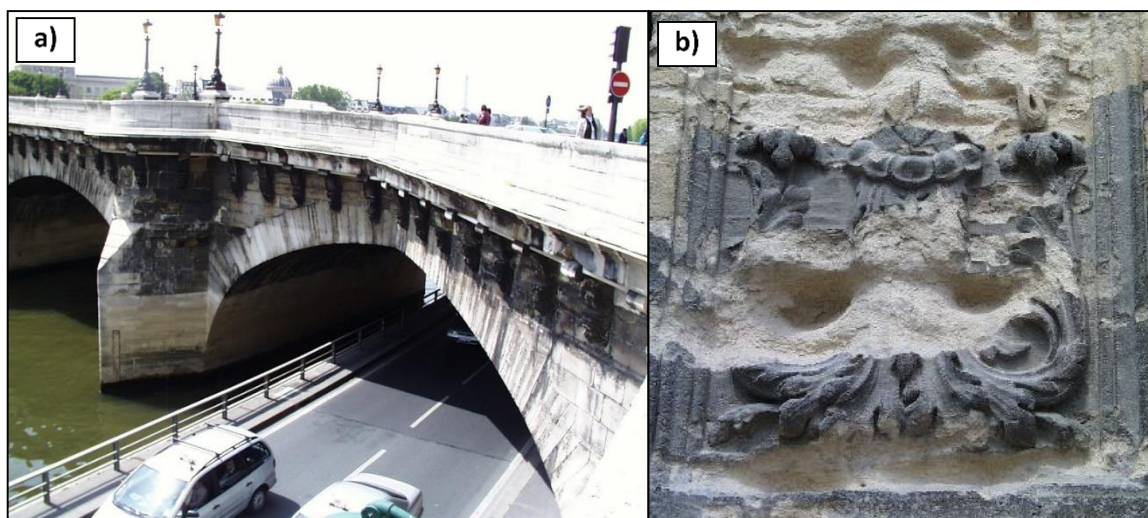


Figure 4 : illustration des effets de la pollution sur le bâti à Paris : a) présence de croûtes noires sur le Pont Neuf b) détachement spontané de croûtes noires sur une pierre poreuse (sculpture de l'église St-Eustache)

Les particules peuvent également avoir un effet néfaste sur les écosystèmes (EEA Technical report, 2014). En effet, en se déposant sur la plante, les particules peuvent modifier son bon fonctionnement en diminuant l'activité de photosynthèse, en bloquant les échanges gazeux, en dégradant la cuticule,

ou encore en favorisant le développement d'organismes pathogènes comme les champignons. Ces effets sont essentiellement rencontrés de façon localisée, à proximité immédiate des sources. Mais les particules peuvent aussi avoir un impact sur les écosystèmes en modifiant le milieu, notamment l'eau et le sol : apport modifié de nutriments, acidification et contamination par dépôt de polluants toxiques tels que les Polluants Organiques Persistants (HAP ou dioxines par exemple).

1.2.3. L'impact des particules sur le climat

Les aérosols jouent un rôle important sur le climat car ils participent au bilan radiatif de la Terre. Ils ont des effets directs en agissant sur le rayonnement solaire, et des effets indirects en modifiant les propriétés des nuages.

Les particules ont un effet complexe : la plupart refroidissent l'atmosphère, et certaines, comme le carbone suie, le réchauffent (Airparif, 2014). En effet, les particules atmosphériques diffusent, et éventuellement absorbent la lumière du soleil. Ces propriétés optiques sont d'ailleurs bien mises en évidence lors de certains épisodes de pollution particulaire où l'agglomération parisienne semble plongée dans la brume. Cette brume, qui dépend de la taille des particules, engendre une perte de lumière. La lumière sera également différemment absorbée ou réfractée selon la nature et la concentration des espèces chimiques adsorbées à leur surface.

Les aérosols atmosphériques jouent également sur la nébulosité et la pluviométrie, en participant à la formation des nuages ainsi qu'à leur durée de vie : les très fines particules servent de noyaux de condensation, c'est-à-dire que la vapeur d'eau présente dans l'air va condenser à leur contact et former des gouttelettes dans les nuages, pouvant donner des précipitations si leur taille augmente suffisamment.

Aujourd'hui, le bilan global de l'effet des aérosols sur le climat est difficile à estimer, mais il est primordial de les prendre en compte dans le cadre de l'étude du réchauffement climatique.

1.3. LA COMPOSITION CHIMIQUE DES PARTICULES

Contrairement aux polluants gazeux, les particules ne constituent pas une espèce chimique unique et homogène. Les aérosols atmosphériques sont composés d'un mélange complexe de matière organique et inorganique.

Les mesures réglementaires (en masse) des PM_{10} et $PM_{2.5}$ apportent des éléments d'information sur la pollution particulaire globale et sur le suivi des tendances, en lien avec les sources d'émissions. Néanmoins, elles ne sont pas suffisantes pour documenter de façon fine l'origine des particules, en particulier celle des composés secondaires. **La caractérisation de la composition chimique permet de remonter à l'origine des sources de particules mais aussi d'identifier les leviers d'action, à la fois lors des épisodes de pollution, mais également sur les niveaux chroniques.**

1.3.1. Les espèces carbonées

Les particules sont composées majoritairement d'espèces carbonées (carbone élémentaire et carbone organique), d'espèces inorganiques (ions inorganiques, poussières minérales, métaux...) et d'eau. La contribution relative de chacune de ces différentes espèces dépend essentiellement de l'origine des particules. Elle est donc variable dans le temps et selon la typologie des sites.

Le carbone est présent sous deux formes : le carbone élémentaire (EC) et le carbone organique (OC). Les aérosols carbonés sont constitués d'un cœur de graphite entouré d'une pellicule composée d'un mélange complexe de composés organiques oxygénés. On parle de carbone élémentaire lorsque le noyau de graphite prédomine, et de carbone organique lorsque les fonctions organiques sont prépondérantes. La somme du carbone élémentaire et du carbone organique constitue le carbone total (CT).

Les aérosols carbonés sont souvent désignés par le terme de « suies ». Ils sont formés lors des combustions et sont composés de 50 à 70 % de carbone élémentaire, entouré d'une enveloppe de carbone organique composée d'un mélange complexe de composés. Cette matière organique peut comporter une grande variété de familles organiques (hydrocarbures aliphatiques, esters, alcools, cétones, aldéhydes, acides, HAP, PCB...), dont certaines sont très toxiques.

Au point de vue sanitaire, les particules de suies pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire et sont difficilement éliminées des alvéoles pulmonaires. De plus, leur composante organique (notamment la présence de HAP) s'avère particulièrement délétère pour la santé comme l'ont montré de nombreuses études toxicologiques (Anses, 2019).

Certaines espèces se fixent dès leur émission sur les particules, d'autres se forment suite à l'oxydation de précurseurs gazeux. Les suies sont émises sous forme d'une sphère de quelques dizaines de nanomètres, mais elles s'agrègent très rapidement à d'autres suies pour former des chapelets de quelques micromètres de longueur, comme illustré sur la Figure 5.

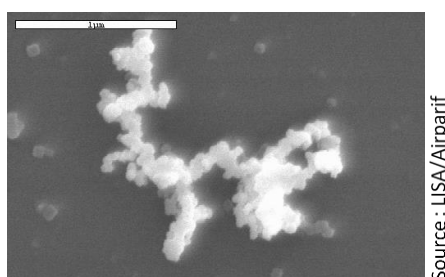


Figure 5 : chapelet de suies observé au Microscopie Electronique Analytique en Balayage

Le carbone élémentaire correspond au carbone graphitique amorphe, non soluble. C'est sa couleur noire qui domine dans l'aérosol de pollution. On le désigne par le terme Carbone Élémentaire lorsqu'il est mesuré par méthodes thermiques ou thermo-optiques ou par les termes **Black Carbon (BC) ou Carbone Suie** lorsqu'il est mesuré par des méthodes optiques. Il est important de retenir que les résultats de ces deux mesures ne sont pas directement comparables (Airparif, 2014).

Le carbone suie est essentiellement d'origine anthropique. Il est formé lors de toute combustion, qu'elle soit de combustible fossile (charbon, gazole, essence, kérosène, gaz naturel...) ou renouvelable (bois, biomasse). Il est également présent dans les débris de matériaux carbonés générés par les activités humaines comme les débris de pneus. Le carbone suie est émis à plus de 2/3 par des sources locales (LCSE/Airparif, 2013 ; Petetin et al, 2014). En Ile-de-France, c'est un bon traceur des sources de combustion, en particulier du trafic routier et du chauffage au bois.

Le carbone suie étant toujours associé à des composés organiques, c'est également un bon traceur des composés toxiques associés à toute combustion.

Le terme **Matière Organique Particulaire (MOP)** désigne l'ensemble constitué par le carbone et les autres atomes constituant cette matière (oxygène, hydrogène, azote, soufre...).

La matière organique particulaire a des origines plus diverses que le carbone élémentaire. Elle peut être d'origine anthropique, essentiellement formée lors des combustions incomplètes, soit directement à l'émission, soit par conversion des gaz présents dans les fumées. Elle peut également être constituée

de particules biogéniques primaires, telles que des spores ou des pollens (Figure 6). Les sources biogéniques participent également à la formation des aérosols organiques secondaires par l'émission de composés organiques volatils tels que les terpènes.

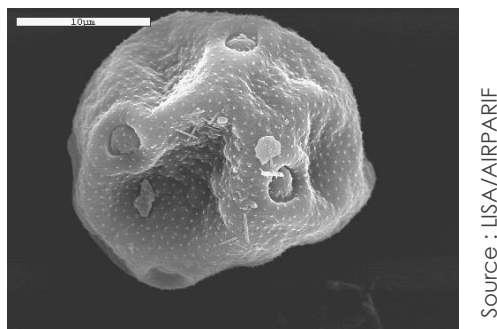


Figure 6 : particule biogénique, observée au Microscope Electronique Analytique en Balayage (AIRPARIF/LISA/LSCE, 2006)

Cette matière organique peut comporter une grande variété de familles organiques (hydrocarbures aliphatiques, esters, alcools, cétones, aldéhydes, acides, HAP, PCB...).

L'analyse spécifique de certains de ces composés organiques peut s'avérer nécessaire pour identifier l'origine des particules, car ils peuvent être plus particulièrement émis par un type d'activités. C'est par exemple le cas des HAP et du levoglucosan, étudiés comme traceurs de la combustion de la biomasse.

Le suivi de ces composés est également important car ils peuvent être des substances toxiques. C'est notamment le cas des HAP, dont le Benzo(a)pyrène, cancérigène pour l'homme, et réglementé par une directive européenne (DIR 2004/107/CE) depuis fin 2004.

1.3.2. Les espèces inorganiques

Les **particules inorganiques secondaires** sont des particules secondaires formées par réaction chimique à partir des gaz dans l'atmosphère. Les ions les plus abondants impliqués dans ces réactions chimiques sont **les sulfates (SO_4^{2-}), les nitrates (NO_3^-), l'ammonium (NH_4^+) et dans une moindre mesure les chlorures (Cl^-).**

La réaction entre ces ions forme des particules fines pouvant être à l'origine de phénomènes de pollution à grande échelle comme le sulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) et le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3). Ces particules se situent généralement dans la fraction ultra-fine (cf. paragraphe 4.1.).

Le **sulfate d'ammonium** se forme par association de l'ammoniac gazeux (NH_3) avec l'acide sulfurique (H_2SO_4). L'acide sulfurique se trouve préférentiellement en phase particulaire après réaction avec l'eau ou l'ammoniac.



Le **nitrate d'ammonium** se forme par association de l'ammoniac avec l'acide nitrique HNO_3 . L'acide nitrique reste préférentiellement en phase gazeuse mais il peut réagir avec l'ammoniac. Le composé formé, le nitrate d'ammonium, est semi-volatil.



L'acide nitrique provient des NO_x dont la principale source est le trafic routier. L'acide sulfurique provient du SO_2 notamment émis par la combustion de fioul lourd et du charbon et de façon ponctuelle

par les éruptions volcaniques. Les émissions de SO₂ sont faibles sur la région ce qui limite la formation locale de sulfate d'ammonium.

Pour finir, ces réactions peuvent mettre en jeu d'**autres ions** tels que des ions sodium (Na⁺) (sels marins), calcium (Ca²⁺), Bromures (Br⁻), du potassium (K⁺), du magnésium (Mg²⁺) pouvant se fixer à des particules grossières.

La fraction inorganique des aérosols comporte également des **poussières minérales**, qui sont des particules de taille grossière, d'origine essentiellement terrigène telle que l'érosion des sols ou la remise en suspension de particules déposées au sol.

Enfin, la fraction inorganique contient une grande variété de métaux lourds. Cinq métaux réglementés dans l'air ambiant au niveau européen : le Plomb, le Nickel, le Cadmium, l'Arsenic et le Mercure. Les concentrations de ces polluants dans l'air ambiant sont généralement très faibles, mais peuvent augmenter localement à proximité d'installations industrielles.

1.4. LES SOURCES DE PARTICULES

La complexité des aérosols atmosphériques vient en grande partie du fait qu'il existe une multitude de sources et de procédés de formation.

Les aérosols atmosphériques ont des origines diverses, illustrées sur la Figure 8 page suivante. Ils sont d'une part rejetés directement dans l'atmosphère, on parle alors d'aérosols primaires. Ils peuvent d'autre part être formés par transformations chimiques à partir des polluants gazeux présents dans l'atmosphère, ce sont les aérosols secondaires. Les aérosols qui se sont déposés au sol peuvent être remis en suspension. Par ailleurs, les particules peuvent avoir une origine locale quand elles sont produites sur la zone géographique étudiée, ou provenir d'autres régions par des phénomènes de transport à longue distance ; on parle alors d'import.

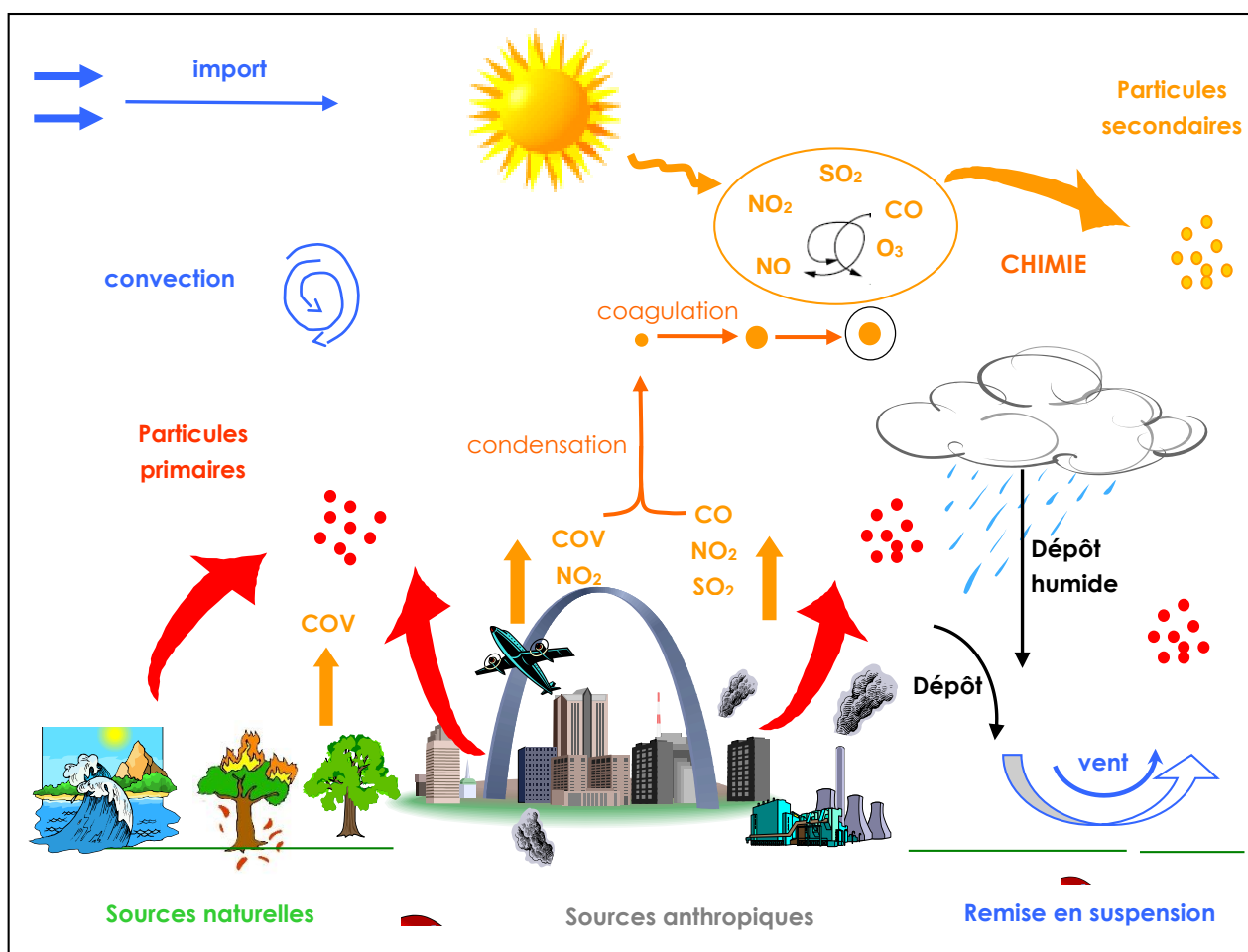


Figure 7 : schéma des principales sources de particules atmosphériques

Ces différents modes de formation déterminent la composition chimique de l'aérosol, mais aussi sa taille, et donc ses propriétés physiques et optiques.

Les différentes espèces chimiques sont présentes à la fois dans les fractions fines et grossières des particules, mais ne sont pas réparties uniformément dans les différentes fractions granulométriques de l'aérosol. La répartition est essentiellement liée aux processus de formation des particules, qu'elles soient primaires ou secondaires.

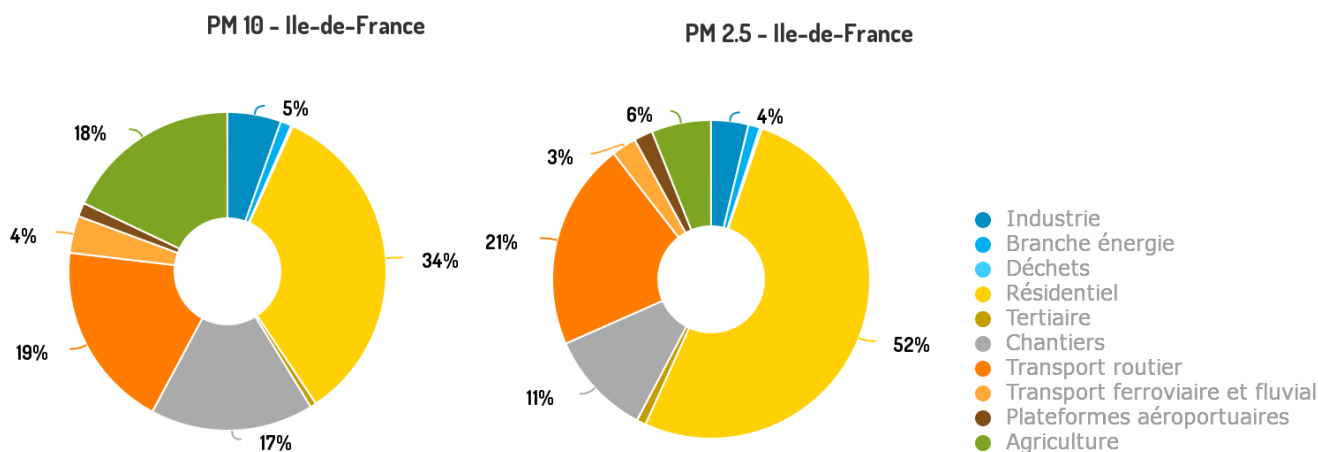
Ainsi, **la fraction grossière** (particules comprises entre 2.5 et 10 μm) est essentiellement composée d'espèces issues de **processus mécaniques** (particules terrigènes, sels de mer...). Les composés issus des processus de combustion et les composés secondaires formés par réactions chimiques se répartissent plutôt dans la **fraction fine**. C'est le cas de la matière organique particulaire, le carbone élémentaire, ainsi que des espèces inorganiques secondaires (ammonium, sulfates...). En particulier, plus de 90 % du carbone suie (Black Carbon ou BC) réside dans la fraction fine. Les nitrates sont présents dans les deux fractions, associés à l'ammonium dans la fraction fine, et au sodium (Na^+) ou au calcium (Ca^{2+}) en cas de formation hétérogène dans la fraction grossière. Le Tableau 1 ci-dessous résume la répartition des principales espèces entrant dans la composition des particules dans les fractions fine et grossière en fonction de leur origine. Les paragraphes suivants apportent des précisions sur les sources à l'origine des différents composés.

ESPECES	ORIGINE
FRACTION FINE (inférieure à 2,5 µm)	
BC	Emissions primaires (combustion)
MOP	Emissions primaires ou oxydation des COV
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	Oxydation du SO ₂ anthropique, associé au NH ₄ ⁺
	ou oxydation du diméthylsulfure émis par les vagues
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Oxydation des NO _x , associé au NH ₄ ⁺
Ammonium (NH ₄ ⁺)	Condensation de l'ammoniac NH ₃
FRACTION GROSSIERE (comprise entre 2,5 et 10 µm)	
Poussières minérales	Erosion et remise en suspension
Na ⁺ , Cl ⁻	Sels de mer
MOP	Débris biogéniques
Nitrates (NO ₃ ⁻)	Réaction hétérogène, associé au Na ⁺ (en présence de sels de mer) ou Ca ²⁺ (en présence de carbonate de calcium lors de transport de poussières minérales)
BC	Débris de pneus ou suie déposée sur des particules remises en suspension

Tableau 1 : répartition des principales espèces dans les fractions fine et grossière en fonction de leur origine

1.4.1. Les sources d'émissions primaires de PM₁₀ et de PM_{2.5}

La contribution des différents secteurs d'activités aux émissions de particules PM₁₀ et PM_{2.5} primaires est précisée dans l'inventaire des émissions (Figure 8) réalisé tous les ans par Airparif (Airparif, 2020).



AIRPARIF Mai 2020

Figure 8 : Répartition (en %) par grands secteurs d'activité des émissions annuelles de particules (PM₁₀ et PM_{2.5}) en Ile-de-France (Airparif, 2020)

A l'échelle de l'Ile-de-France, les quatre secteurs qui contribuent le plus aux émissions primaires de PM₁₀ sont le secteur résidentiel (34 %), le trafic routier (19 %), l'agriculture (18 %) et les chantiers (17 %). Le secteur résidentiel est le premier contributeur aux émissions primaires de particules PM₁₀. La combustion du bois en est le contributeur majoritaire. En effet, bien que ce combustible ne représente

que 5 % des consommations d'énergie du secteur résidentiel¹ d'Ile-de-France toutes énergies confondues, il est à l'origine de plus de 85 % des émissions primaires de particules PM₁₀ et PM_{2.5} du chauffage résidentiel, que ce soit en chauffage d'appoint ou en appoint (Airparif, 2020).

Les émissions primaires du secteur agricole proviennent essentiellement des cultures (labourage, moissons, ...) et des engins agricoles.

La répartition sectorielle des émissions de PM_{2.5} est similaire à celle des PM₁₀. Le secteur résidentiel contribue cependant d'une manière plus importante aux émissions de PM_{2.5} qu'aux émissions de PM₁₀ (52 %). A l'inverse, la contribution de l'agriculture aux émissions de PM_{2.5} est plus faible (6 %). Cela s'explique par la nature des phénomènes prépondérants dans la formation des particules. Les processus de combustion sont plus propices à émettre des particules fines, à l'image de la combustion pour le chauffage résidentiel. Au contraire, les activités émettrices du secteur agricole (labours, moissons et phénomènes d'abrasion par les engins agricoles) favorisent la formation de particules de tailles plus importantes (PM₁₀).

1.4.2. Les sources de précurseurs gazeux de particules secondaires (NO_x, NH₃, COV)

Les deux espèces d'aérosols secondaires sont :

- **les aérosols inorganiques secondaires** (AIS) dont les nitrates et sulfates d'ammonium sont les représentants majoritaires.
- **les aérosols organiques secondaires** (AOS), issus des composés organiques volatils (COV).

Certains de ces précurseurs gazeux, tels que le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂) et les COV, sont bien connus et surveillés depuis de nombreuses années. D'autres, tels que l'ammoniac (NH₃), ne font l'objet d'aucune réglementation et sont surveillés depuis peu dans le but d'améliorer la compréhension sur les sources et les mécanismes de formation des particules sur la région.

1.4.2.1. Les sources des aérosols inorganiques secondaires

La Figure 9 illustre les sources conduisant à la formation des aérosols inorganiques secondaires.

¹ Les combustibles considérés sont les produits pétroliers, le gaz naturel et le bois

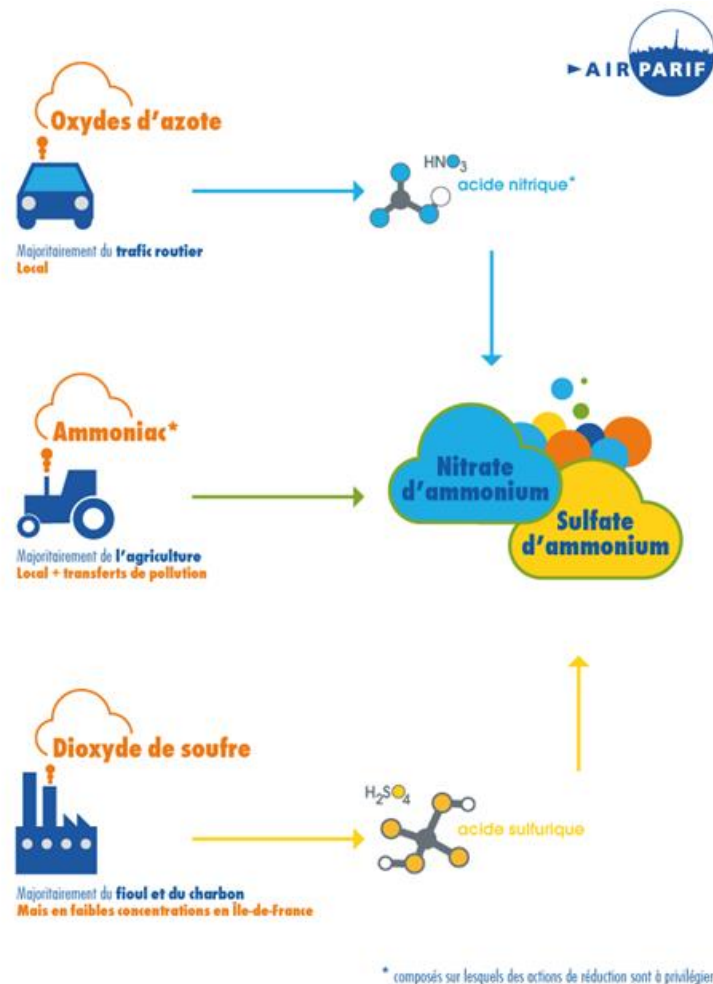


Figure 9 : Sources conduisant à la formation des AIS

Les nitrates résultent de l'oxydation du NO_2 en acide nitrique (HNO_3). Le NO_2 est un polluant majoritairement émis en Ile-de-France par les activités de transport, notamment le trafic routier. **A Paris, les émissions directes ou « primaires » d'oxydes d'azote (NO_x) sont dues en grande majorité au trafic routier (55 %) et au secteur résidentiel et tertiaire (près de 20 %).**

Le NO_2 est également produit dans l'atmosphère à partir des émissions de monoxyde d'azote (NO), sous l'effet de leur oxydation en NO_2 (polluant « secondaire »). Les processus de formation du NO_2 sont étroitement liés à la présence d'ozone et d'autres oxydants dans l'air.

Les sulfates sont issus de l'oxydation du SO_2 en acide sulfurique (H_2SO_4). On distingue les sulfates marins (sea-sulphate, SS) issus de l'oxydation du diméthylsulfure produit par les vagues, et les sulfates résultant de la conversion et de l'oxydation du SO_2 anthropique émis par **l'industrie et les centrales thermiques** (non-sea sulphates, NSS).

Le SO_2 anthropique est émis lors de la combustion des matières fossiles, telles que le charbon, le pétrole et certains gaz contenant des impuretés en soufre, ainsi que lors de certains procédés industriels. Considéré comme un indicateur de la pollution liée aux combustions des activités de production d'électricité et de chauffage, sur la région Ile-de-France, le dioxyde de soufre a connu une baisse spectaculaire de ses teneurs depuis les années 1950 (niveaux divisés par cent) (Figure 10).

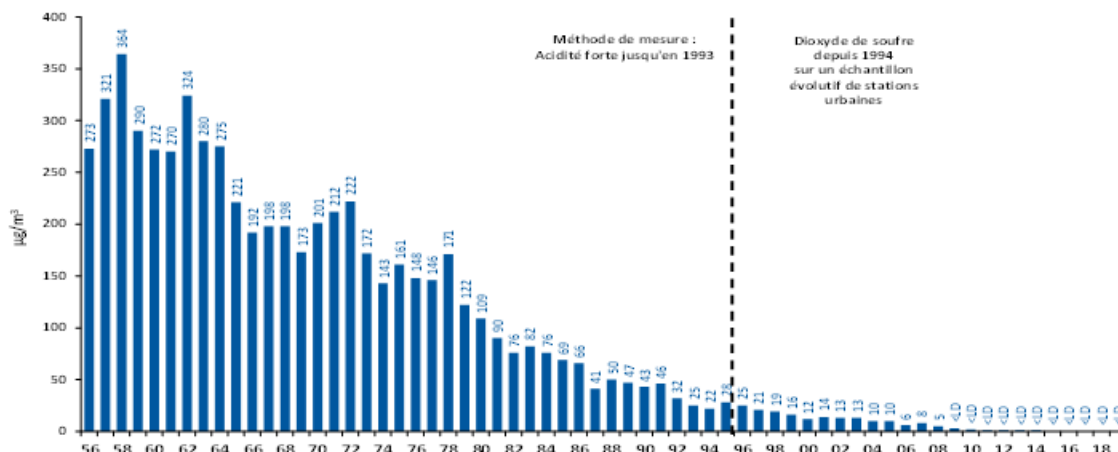


Figure 10 : Evolution des concentrations moyennes hivernales de dioxyde de soufre (SO₂) à Paris depuis l'hiver 1956-1957

Cette décroissance est liée à la baisse du nombre de sites industriels en Île-de-France depuis les années 50, à la forte diminution de l'usage de certains combustibles (comme le charbon) et à la diminution importante du taux de soufre dans tous les combustibles fossiles. Les dernières années sont les plus faibles de l'historique de mesure, les résultats étant maintenant inférieurs à la limite de détection (< LD). Du fait de l'absence de sources de SO₂ **en Ile-de-France, la présence de sulfates dans les AIS est un bon marqueur d'un import particulaire (Petit et al, 2015).**

L'ammonium est formé lors de l'association de l'ammoniac avec le nitrate et le sulfate. La formation du nitrate d'ammonium dépend de la quantité des précurseurs gazeux NO_x et NH₃, mais également de la température et de l'humidité relative. La concentration de nitrate d'ammonium est plus sensible à la concentration du précurseur (acide nitrique ou ammoniac) qui est présent en faible concentration (appelé composé limitant) qu'à celui qui est présent en forte concentration (autrement dit, le composé présent en excès). Plusieurs études ont montré que l'ammoniac est en excès dans l'atmosphère francilienne par rapport à l'acide nitrique et n'est jamais l'espèce limitante dans la formation du nitrate d'ammonium (LSCE/Airparif, 2013). En revanche, l'augmentation des concentrations en NH₃ peut favoriser la formation de nitrate d'ammonium.

Le dernier inventaire national des émissions atmosphériques de NH₃ estimait que près de 94 % des émissions sont attribués au secteur agricole (CITEPA, 2020). Selon ce même inventaire le trafic routier représenterait 3 % des émissions nationales de NH₃. **En Ile-de-France, 82 % des émissions d'ammoniac proviennent de l'agriculture et 15 % du trafic routier** (Airparif, 2020).

Si de nombreuses études montrent que les sources agricoles contribuent très majoritairement à la forte concentration en ammonium dans l'air lors des épisodes de dépassement du printemps (LSCE/Airparif, 2013 ; Ademe CORTEA, 2016), des études récentes mettent également en évidence **un impact significatif du trafic routier sur les niveaux de NH₃ mesurés en zone urbaine**. La source additionnelle de NH₃ liée au trafic pourrait représenter près d'un tiers des concentrations du fond urbain francilien à l'échelle de l'année. L'utilisation d'urée au sein de pots catalytiques de nouvelle génération pourrait engendrer une augmentation de cette influence du trafic routier sur les émissions d'ammoniac (Wang et al., 2020).

Une récente étude du programme d'études CORTEA (ADEME) « Nuage », coordonnée par AgroParisTech et à laquelle Airparif était associée sur la caractérisation des niveaux de NH₃ enregistrés en Ile-de-France (Personne et al, 2019), confirme une contribution plus conséquente à la source trafic en Ile-de-France.

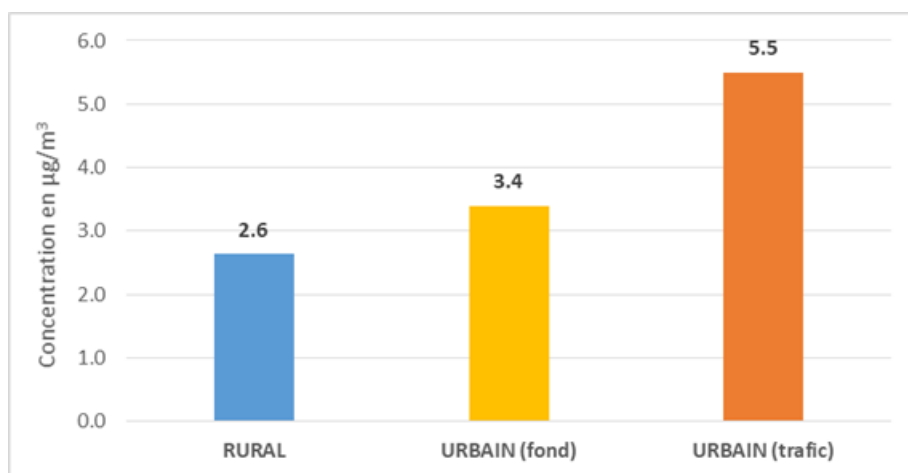
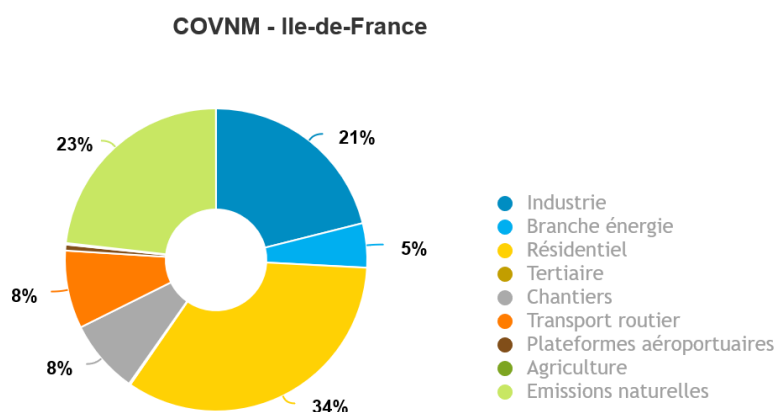


Figure 11 : Concentration moyenne annuelle de NH₃ par typologie de site sur la région Ile-de-France (2016-2017)

Le niveau moyen annuel trafic d'ammoniac est plus de 50 % supérieur au fond rural. Ce constat pointe **une source trafic significative d'ammoniac** sur l'agglomération parisienne. Airparif a mis en œuvre depuis 2018 un réseau de surveillance du NH₃ pour identifier ces sources de NH₃ urbain. Les derniers résultats de mesure confortent les conclusions du projet NUAGE avec un gradient positif vers le centre de l'agglomération et une distinction trafic et fond est alors observé sur les 5 points de mesure (Surveillance composée depuis 2020 de 2 sites fond et 3 sites trafic). Depuis 2018, les sites trafics enregistrent toujours des concentrations moyennes plus élevées.

1.4.2.2. Les sources des aérosols organiques secondaires

Pour les composés organiques secondaires, les précurseurs gazeux de ces particules sont les Composés Organiques Volatils (COV), émis aussi bien par des **sources anthropiques** (industrie, secteur résidentiel, trafic routier, chantiers) que par des **sources naturelles (23%)** (Airparif, 2020).



AIRPARIF Mai 2020

Figure 12 : Emissions de COV en Ile-de-France (Airparif, 2020)

Ces COV peuvent subir une succession de dégradations chimiques aboutissant à la formation de composés oxydés moins volatils. Ces réactions sont initiées par la photochimie et ont donc lieu plus particulièrement pendant les journées chaudes et ensoleillées, soit principalement en été ou au printemps. Par différents mécanismes (condensation, coagulation...), les composés organiques moins volatils formés se retrouvent en phase solide et forment ainsi l'aérosol organique secondaire. Favez et

al. (2007) ont montré qu'une contribution significative d'aérosols organiques secondaires, principalement formés par des processus photochimiques, pouvait atteindre **50 % de la fraction semi-volatile des particules en été** (Favez et al., 2007).

Cette source de particules est difficile à quantifier car la génération des particules secondaires met en jeu des mécanismes complexes, mal connus qualitativement et quantitativement. Elle dépend des émissions des polluants gazeux précurseurs, mais aussi des conditions météorologiques. Elle constitue néanmoins une source importante de particules. Elle peut également mettre en jeu des transports continentaux de particules et contribuer fortement au nombre de dépassements de la valeur limite journalière. La surveillance en nombre par classe granulométrique des PUF initiée sur la région en 2020 devrait permettre de mieux suivre les teneurs de ce polluant estival.

2. LES NIVEAUX DE PARTICULES EN ILE-DE-FRANCE

2.1. LA SURVEILLANCE DES PARTICULES EN IDF

Depuis sa création, il y a 40 ans, Airparif assure la surveillance de la pollution particulaire, en amont de la mise en place de réglementations ou de recommandations sanitaires, auxquelles ces données ont contribué. Cette surveillance de la qualité de l'air en général, et des poussières en particuliers, évolue selon les connaissances scientifiques et sanitaires, les réglementations, les technologies qui produisent ces particules (développement des nanotechnologies, évolution des motorisations, ...) mais aussi les appareils qui permettent de les mesurer.

Le Tableau 2 résume l'évolution de la surveillance particulaire en Ile-de-France par Airparif, de la fin des années 50 à nos jours.

Polluants particulaires	Techniques de Surveillance
Fumées Noires - Initiées par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris : 1956 - Premières mesures réalisées par Airparif : 1991	-Prélèvement sur filtre -Réflectométrie
Particules PM₁₃ surveillance permanente dès 1987, remplacées ensuite par les PM ₁₀ et les PM _{2.5}	Jauge Bêta
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, dont BaP Surveillance permanente : 1991	
Particules PM₁₀ - Premières mesures : 1993 - Surveillance permanente : 1995	- Microbalance - Jauge Bêta - Inventaire des émissions - Modélisation
Métaux - Surveillance permanente : 1997	Prélèvements sur filtres : Analyses par ionisation atomique
Particules fines (PM_{2.5}) - Surveillance permanente : 1999	- Microbalance - Jauge Bêta - Inventaire des émissions - Modélisation
Composition chimique - premières mesures avec l'Ineris : 2000 - campagnes avec l'Ineris et l'EMD : 2003 à 2010 - Surveillance permanente : 2015	ACSM Aethalomètre
Particules Ultrafines (PUF) Première campagne de mesure avec l'Ineris et l'IMT de Douai : 2003 Poursuivies pour aboutir à la mise en place d'une surveillance permanente : fin 2019	SMPS

Tableau 2 : évolution de la surveillance de la pollution particulaire en Ile-de-France

Les Fumées Noires constituent le premier indicateur de la pollution particulaire, initié dans les années 50, lorsque les sources (combustion du charbon) étaient très importantes en Ile-de-France et en Europe. Pour la mesure des Fumées Noires, le prélèvement s'effectue sans coupure granulométrique précise. L'apparition, notamment aux Etats-Unis, de méthodes de mesure axées sur le tri granulométrique et la pesée manuelle ou automatique des particules a progressivement conduit au remplacement progressif de la mesure des fumées noires par les PM₁₃, dans les années 80, puis par les PM₁₀ et PM_{2.5}. Longtemps normées, les fumées noires ne sont aujourd'hui plus réglementées mais les mesures des fumées noires se sont poursuivies en Ile-de-France pour maintenir l'historique sur 4 sites de fond.

2.1.1. Mesures par classes de taille

Après des mesures exploratoires initiées en 1993, le suivi opérationnel de la mesure spécifique des particules PM₁₀ (taille de particules inhalables) est mis en œuvre en 1995, et celle des PM_{2.5} en 1999. Aujourd'hui, AIRPARIF compte 37 points de mesure en continu (24 PM₁₀ et 13 PM_{2.5}) répartis sur 27 sites de mesure (10 stations trafic, 13 stations urbaines ou péri-urbaines et 4 stations rurales régionales), complétés par un inventaire des émissions et une information cartographique, à 10 mètres près dans Paris, actualisée toutes les heures.

Les réglementations française et européenne, mais également internationales, ainsi que les recommandations de l'OMS, portent actuellement essentiellement sur les concentrations massiques de particules PM₁₀ et PM_{2.5}.

Les particules qui constituent l'aérosol atmosphérique ont des dimensions très variables. La mesure seule de la masse ne permet pas de représenter correctement l'ensemble du spectre granulométrique d'un aérosol poly-dispersé. En particulier, **les particules les plus fines représentent une faible masse de particules, et contribuent donc peu à la masse de particules PM₁₀ mesurées. En revanche, elles peuvent être présentes en grand nombre.**

De nombreux analyseurs intégrant des systèmes optiques permettent à présent le comptage et le tri des particules. Lors d'un essai métrologique réalisé par Airparif en 2012, l'analyseur de référence a enregistré une concentration de 40 µg/m³ en particules PM₁₀ sur 15 minutes. Sur cette même période, un analyseur optique a permis de compter les particules sur 8 classes granulométriques allant de 0.25 µm à 30 µm et de les associer à une concentration massique (Tableau 3).

Diamètre aérodynamique	0,25 µm	0,50 µm	1,0 µm	5,0 µm	10,0 µm	15,0 µm	20,0 µm	30,0 µm
Nombre de particules/cm ³	1176401	60894	12924	944	99	15	8	1
Concentration massique (en µg/m ³)	0,8	0,3	0,6	5,1	4,3	2,2	2,8	1,2

Tableau 3 : Essai métrologique de comparaison du nombre et de la masse

Cet essai met en évidence le très grand nombre de particules ultrafines au regard de la concentration massique sur la région Ile-de-France :

1 particule de 10 µm = 1 000 particules d'1 µm = 1 000 000 000 particules de 10 nm.

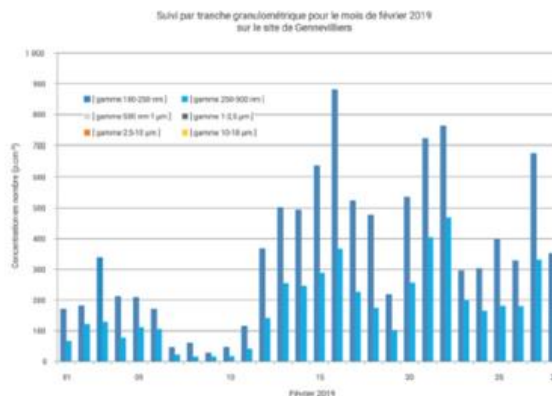
Actuellement, **le granulomètre optique** le plus performant permet d'obtenir une donnée toutes les minutes, triées sur 64 classes de mesure comprises entre 180 nm et 18 µm. A ce jour, Airparif a équipé son réseau de surveillance de 3 analyseurs de ce type, enregistrant en continu les 64 classes de mesures et permettant de caractériser le fond urbain parisien sur cette plage granulométrique et de remonter à la concentration en PM_{2.5} en temps réel.

Granulométrie optique

- Paramètre mesuré : **en nombre (p.cm⁻³) et en masse (µ.m⁻³)**
- Gamme : [**180 nm à 18 µm**]
- Classe : **64**

La granulométrie optique permet de fournir en temps réel un nombre de particules pour 64 classes comprises entre 180 nm et 18 µm ainsi que 3 concentrations massiques pour les particules PM₁₀, PM_{2,5} et PM₁.

Le principe de mesure est celui de la **diffusion par les particules d'un faisceau lumineux** (l'angle de diffusion est fonction de la taille de la particule) et les particules sont alors **comptées une par une**. De ces résultats, l'analyseur en déduit une **concentration massique** via un algorithme installé dans l'instrument



Néanmoins, la fraction la plus fine, les PUF ne peuvent pas encore être mesurées par ce type de matériel, limité par la technologie actuelle.

Le suivi des PUF en Ile-de-France a été initié en 2003, en collaboration avec le LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air). Des campagnes de mesure de 5 semaines ont été réalisées de 2003 à 2010 en hiver et en été en 2005 à Gennevilliers (LCSQA/INERIS/AIRPARIF, 2001; LCSQA/INERIS, 2003; LCSQA/INERIS, 2004; LCSQA/INERIS/EMD, 2005; LCSQA/INERIS/EMD, 2006).

Dans le cadre de ses travaux menés en 2018 sur les polluants émergents, l'ANSES estimait qu'il était **nécessaire de compléter et de pérenniser l'acquisition de données relatives aux PUF dans l'air ambiant, compte tenu de leurs enjeux potentiels en termes d'impact sanitaire**. Il était ainsi recommandé d'augmenter sur le territoire national le nombre de sites de mesures (couvrant des typologies variées d'implantation) pour les PUF, en assurant un suivi continu à long terme (ANSES, 2018). Le Comité d'Experts Spécialisé soulignait le fait que différents travaux menés au sein du Groupe de Travail «PUF» du Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) recommandent la surveillance des concentrations des PUF par comptage, selon différentes classes de taille particulières. Ces recommandations ont été renforcées en 2019 dans le rapport d'expertise collective sur les particules de l'air ambiant extérieur (ANSES, 2019). De ce fait, le dispositif de mesure de la station de référence sur la pollution particulaire en Ile-de-France, implantée au centre de Paris, a été renforcé par une mesure des PUF fin 2019. L'analyseur choisi pour réaliser cette surveillance est **un spectromètre granulomètre à mobilité électrique (SMPS)**. Cette technologie permet de mesurer toutes les 5 minutes des particules submicroniques allant de 7 nm à 1000 nm sur 136 classes,.

LA TECHNOLOGIE DE MESURE

250

données
environ toutes les
5 minutes

Spectromètre granulomètre à mobilité électrique

- Paramètre mesuré : **en nombre (p.cm⁻³)**
- Gamme : [7 nm à 1 000 nm]
- Classe : **136 (64 par décade)**

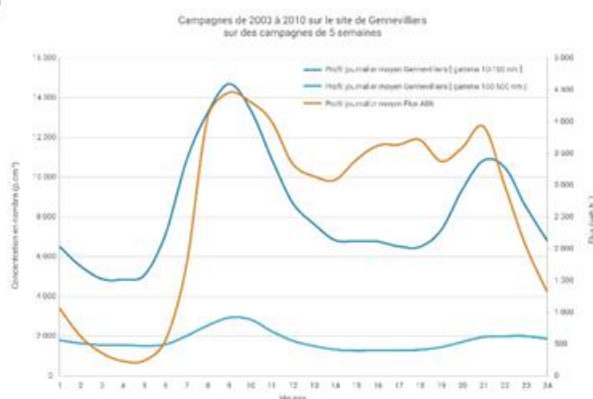
L'instrument réalise une mesure en continu de l'air extérieur pour en déterminer le nombre de particules par classes granulométriques.

Pour cela, il dispose de 3 grandes fonctions :

Marquage électrique des particules

Application de différentes tensions dans une chambre de mesure dans laquelle passent les particules qui permet de les **classer** par tranche de taille

Comptage des particules pour chacune de ces classes (un peu plus de 250 classes)



Ce matériel permet de suivre l'évolution temporelle du nombre de particules submicroniques par classe de taille et de caractériser les profils granulométriques en fonction de l'évolution des niveaux de particules, en lien avec les sources.

2.2.2. Les mesures de composition chimique

Les mesures de particules en masse permettent de documenter la pollution particulaire globale, et d'évaluer les concentrations ambiantes au regard des valeurs recommandées par les autorités sanitaires. De plus, certains composants des particules présentent une plus grande toxicité et nécessitent un suivi particulier. Certains d'entre eux, comme les HAP et certains métaux lourds, sont d'ailleurs réglementés dans l'air ambiant (Annexe 1).

Pour compléter ces informations, l'origine des particules est indispensable à la mise en œuvre d'actions ciblées permettant de réduire ces concentrations, à la fois à court et moyen termes. L'identification des sources peut être effectuée par la mesure de la composition chimique des particules.

Les premières mesures d'Airparif de caractérisation chimique en continu ont été réalisées en 2009, dans le cadre d'une vaste étude réalisée en collaboration avec le Laboratoire des Sciences et du Climat (LSCE). Des mesures gravimétriques journalières ont été réalisées sur une durée d'un an sur 6 sites de mesure, de 2009 à 2010 (Airparif, 2011). Le suivi de la composition chimique globale des particules est aujourd'hui réalisé en temps réel à l'aide d'un spectromètre de masse « **Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM)** ». Il s'agit d'un spectromètre de masse permettant une mesure qualitative et quantitative de la composition des aérosols submicroniques, dont la taille est inférieure à 1 μm . Depuis novembre 2015, en Ile-de-France, il permet une mesure rapide et continue des composantes chimiques majeures des particules que sont **la matière organique (OM) et les ions nitrate (NO_3^-), sulfate (SO_4^{2-}), ammonium (NH_4^+) et chlorure (Cl^-)**. L'analyseur de composition chimique ACSM équipe une station de mesure de typologie « fond », c'est-à-dire qui n'est pas directement influencée par des sources locales et permet **une mesure d'ambiance générale représentative d'un large secteur géographique**. Historiquement, les mesures ont débuté sur le site de référence de Gennevilliers. Il a été transféré en octobre 2019 sur la station Paris 1^{er} Les Halles, plate-forme de mesure complète située au centre de Paris, qui avait été provisoirement fermée en raison de travaux de réaménagement du Jardin. Depuis son installation sur le réseau de surveillance de qualité de l'air, l'ACSM permet de **caractériser la composition du niveau de fond des particules sur la région en direct et en continu**.

Les progrès technologiques permettent également de mesurer plus précisément et en continu les particules carbonées appelées BC « black carbon » ou Carbone suie. Le suivi en continu du Carbone Suie (BC ou EBC) permet de documenter en temps réel l'évolution des concentrations des particules primaires carbonées issues de combustions incomplètes. La surveillance opérationnelle du carbone suie en Ile-de-France a été initiée lors de projets de recherche tels que PREQUALIF et REBECCA, réalisés en collaboration avec le Laboratoire des Sciences et de Climat (LSCE) entre 2011 et 2013. Depuis 2015, le réseau de mesure Airparif s'est doté d'analyseurs de carbone suie AE33 (aethalomètres). Ils ont été mis en œuvre sur des sites du réseau de mesure de différentes typologies afin de représenter au mieux les différentes configurations rencontrées. Deux sites de fond (Paris 13^{ème}, transféré sur la station de Paris 1^{er} Les Halles en 2019, et Gennevilliers en petite couronne) et trois sites de proximité au trafic routier (Autoroute A1 - trafic à très forte densité trafic, BP-Est - site du boulevard périphérique, et Boulevard Haussmann - site trafic parisien à forte fréquentation trafic dans une zone densément peuplée) ont été équipés. Chaque AE33 est équipé d'un dispositif de prélèvement PM_{2.5}.

Hormis le suivi de ces composés majeurs, Airparif assure également la surveillance de composés spécifiques, soit faisant l'objet d'une réglementation (HAP, Métaux lourds), soit des polluants réglementaires non encore réglementés dans l'air ambiant, mais posant pourtant des enjeux de toxicité, tels que les dioxines et les pesticides.

Les premières mesures de HAP (dont le benzo(a)pyrène) en Ile-de-France ont été initiées en 1991. De 2012 à 2015, un programme d'études a été mené afin d'identifier les zones potentiellement plus exposées au BaP au sein de l'agglomération parisienne et hors agglomération, notamment dans les zones résidentielles fortement consommatrices de bois de chauffage en grande couronne (Airparif, 2013; Airparif, 2015; Airparif, 2015). En 2019, les HAP sont mesurés en continu sur 6 sites de mesure (4 sites de fond, 1 site trafic et 1 site de fond périurbain hors agglomération), conformément à la réglementation européenne. Huit composés, dont le Benzo(a)pyrène, sont mesurés tous les 3 jours par des prélèvements sur filtre et analysés en laboratoire. Cette périodicité peut être affinée avec des analyses journalières en épisode de pollution et inversement être élargie à 6 jours durant la période estivale, faible en émissions de HAP. Parmi ces composés, certains existent sous forme particulaire, gazeuse, ou les deux. Le suivi ne s'effectue que sur la partie particulaire, réglementée dans l'air ambiant.

Les premières mesures de métaux en continu ont été réalisées dès 1988 par le Laboratoire Central de la Préfecture de Police. Compte-tenu des faibles niveaux observés, la mesure en continu de ces composés n'est plus obligatoire en Ile-de-France. **Aujourd'hui, le plomb, l'arsenic, le nickel et le cadmium sont mesurés en continu par Airparif sur un site parisien** : la station urbaine de Paris 18^{ème}. Afin de vérifier les concentrations au voisinage des sources d'émission franciliennes, un plan de surveillance dans des zones potentiellement plus chargées autour d'émetteurs spécifiques a été établi en 2007. Une demi-douzaine d'installations ou zones industrielles potentiellement émettrices ont ainsi été identifiées. **Deux sites « industriels » ont été retenus pour un suivi en continu (Limay et Bagneaux-sur-Loing)** (Airparif, 2013; Airparif, 2014).

2.2. LES NIVEAUX DE PARTICULES SELON LEUR TAILLE

2.2.1. Les particules réglementées PM₁₀ et PM_{2.5}

2.2.1.1. Les niveaux chroniques de PM₁₀ en Île-de-France

Les cartes de la Figure 13 illustrent les concentrations moyennes annuelles en particules PM₁₀ en 2019 en Île-de-France (Airparif, 2020), ainsi qu'un zoom sur la petite couronne parisienne.

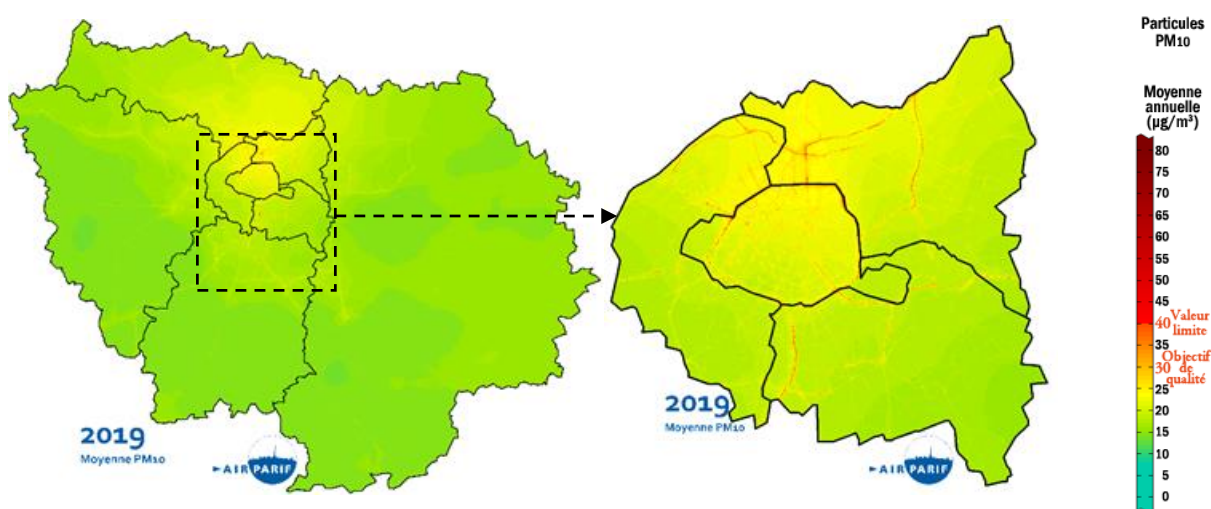


Figure 13 : concentrations moyennes annuelles de particules PM₁₀ en Île-de-France et zoom sur Paris et la petite couronne parisienne en 2019

Compte tenu de la grande diversité des sources de particules PM₁₀, (voir paragraphe I.V) les niveaux de fond sont globalement homogènes en Île-de-France. Ils sont légèrement plus élevés dans le cœur dense de l'agglomération parisienne, notamment dans le Nord, que dans la zone rurale, en raison d'une plus grande densité d'urbanisation. En 2019, les stations de fond enregistrent des concentrations annuelles comprises entre 15 et 20 µg/m³ pour les stations urbaines ou péri-urbaines et de 13 à 15 µg/m³ pour les deux stations rurales. Ces niveaux sont largement inférieurs à la valeur limite annuelle (40 µg/m³).

Les concentrations moyennes les plus élevées sont relevées au voisinage des principaux axes routiers régionaux et des axes parisiens. Les niveaux peuvent y être jusqu'à deux fois supérieurs à ceux relevés en situation de fond. Sur les sites trafic, les niveaux annuels sont compris entre 22 et 42 µg/m³. Depuis 2015, **une seule station dépasse encore la valeur limite annuelle (40 µg/m³)** : la station trafic Autoroute A1 Saint-Denis, avec une concentration moyenne annuelle de 42 µg/m³ en 2019.

Le nombre d'habitants potentiellement concernés par un dépassement de la valeur limite annuelle en PM₁₀ est très faible pour l'année 2019. **Moins d'1 % de la population francilienne, est potentiellement exposée² à un air excédant l'objectif de qualité annuel (fixé à 30 µg/m³)**. Néanmoins, **au regard de la recommandation de l'OMS (20 µg/m³), ce sont plus 4.1 millions de Franciliens qui sont concernés par un dépassement.**

² Exposition calculée, conformément à l'article 18 de l'[arrêté du 19 avril 2017](#), en air extérieur au droit des logements, pour comparer les expositions dans les différents pays.

Le nombre de jours de dépassement du seuil journalier de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est très variable d'une année à l'autre, car il dépend des conditions météorologiques, notamment en périodes hivernale et printanière. **La valeur limite journalière** est respectée en situation de fond sur l'ensemble de l'Île-de-France mais elle **est encore ponctuellement dépassée à proximité du trafic routier**. Moins de 1 % de la population francilienne est potentiellement exposée à un dépassement de la valeur limite journalière. Par ailleurs, **plus des trois quarts des Franciliens sont exposés à un air qui ne respecte pas la recommandation journalière de l'OMS** ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an).

La Figure 14 ci-dessous résume les valeurs réglementaires applicables actuellement, ainsi que les recommandations de l'OMS.

NORMES FRANÇAISES					
Particules $<10\mu\text{m}$ PM₁₀	Valeur limite journalière	Valeur limite annuelle	Objectif de qualité	Recommandations OMS	
		$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 fois par an	$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 3 jours par an
	Dépassée	Dépassée	Dépassé	Dépassées	

Figure 14 : situation vis-à-vis des normes des concentrations de particules PM₁₀ en Île-de-France en 2019

2.2.1.2. Les niveaux chroniques de PM_{2.5} en Île-de-France

Les cartes de la Figure 15 illustrent les concentrations moyennes annuelles en particules PM_{2.5} en 2019 en Île-de-France (Airparif, 2020), ainsi qu'un zoom sur la petite couronne parisienne.

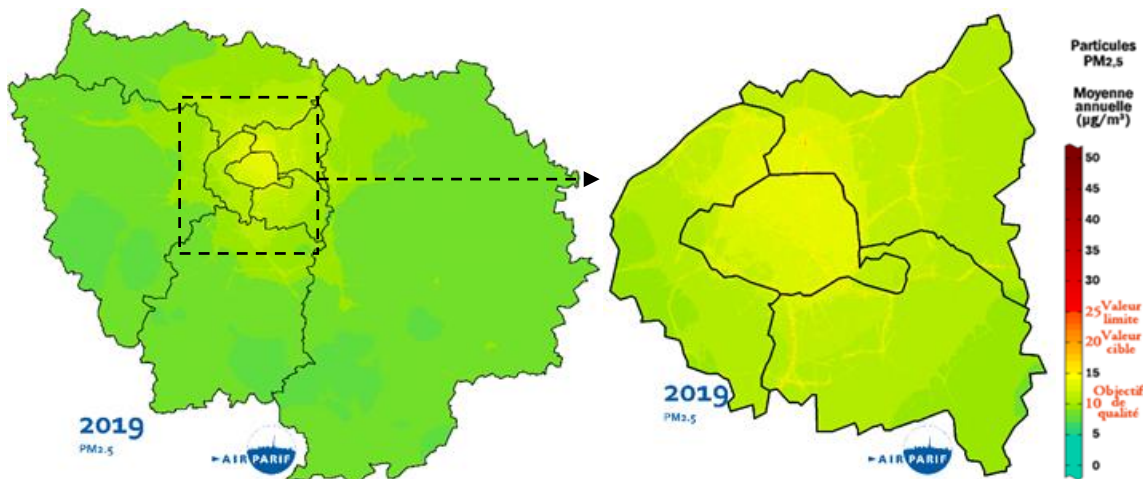


Figure 15 : concentrations moyennes annuelles de particules PM_{2.5} en Île-de-France et zoom sur Paris et la petite couronne parisienne en 2019

Comme pour les PM₁₀, les niveaux de fond de particules PM_{2.5} entre le cœur de l'agglomération et la zone régionale décroissent en fonction de la densité d'urbanisation et l'éloignement du centre parisien. Les niveaux sont néanmoins plus homogènes que ceux de dioxyde d'azote. En 2019, les stations de fond enregistrent des concentrations annuelles comprises entre 8 et $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les stations urbaines ou péri-urbaines et de 7 à $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les stations rurales. Les concentrations moyennes les plus élevées

sont relevées au voisinage des principaux axes routiers régionaux et des axes parisiens. Cependant, les niveaux peuvent y être très proches de ceux relevés en situation de fond (Paris Centre). Sur les sites trafic, les niveaux annuels sont homogènes et compris entre 14 et 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La **valeur limite annuelle en $\text{PM}_{2.5}$** (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle) **est respectée en Île-de-France en 2019, tout comme la valeur cible** (fixée à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

En 2019, l'objectif de qualité français (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), qui correspond également à la valeur recommandée par l'OMS au niveau annuel, est dépassé exclusivement dans la zone sensible francilienne³ et le long de certaines voies de circulation majeures. Il concerne environ 6,5 millions d'habitants (soit plus d'1 Francilien sur 2).

La recommandation de l'OMS au niveau journalier (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an) **est dépassée sur la quasi-totalité de la région Île-de-France en 2019.**

Les études sanitaires se basant sur les concentrations massiques indiquent clairement qu'**il n'y a pas de seuil en dessous duquel les particules ne sont pas nocives**. C'est un **enjeu très important en termes de santé publique**.

La Figure 16 ci-dessous résume les valeurs applicables aux $\text{PM}_{2.5}$ actuellement ainsi que les recommandations de l'OMS.



Figure 16 : situation vis à vis des normes, des niveaux de particules $\text{PM}_{2.5}$ dans l'agglomération parisienne en 2019

2.2.1.3. Les tendances

En Ile-de-France, les concentrations moyennes de PM_{10} montrent une tendance à la baisse. Cette baisse est généralisée, et concerne aussi bien les niveaux de fond urbains et ruraux que les concentrations au droit des axes (Figure 18).

³ La zone sensible francilienne correspond à la zone administrative de surveillance déclarée au niveau européen comprenant l'agglomération parisienne et l'agglomération de Meaux.

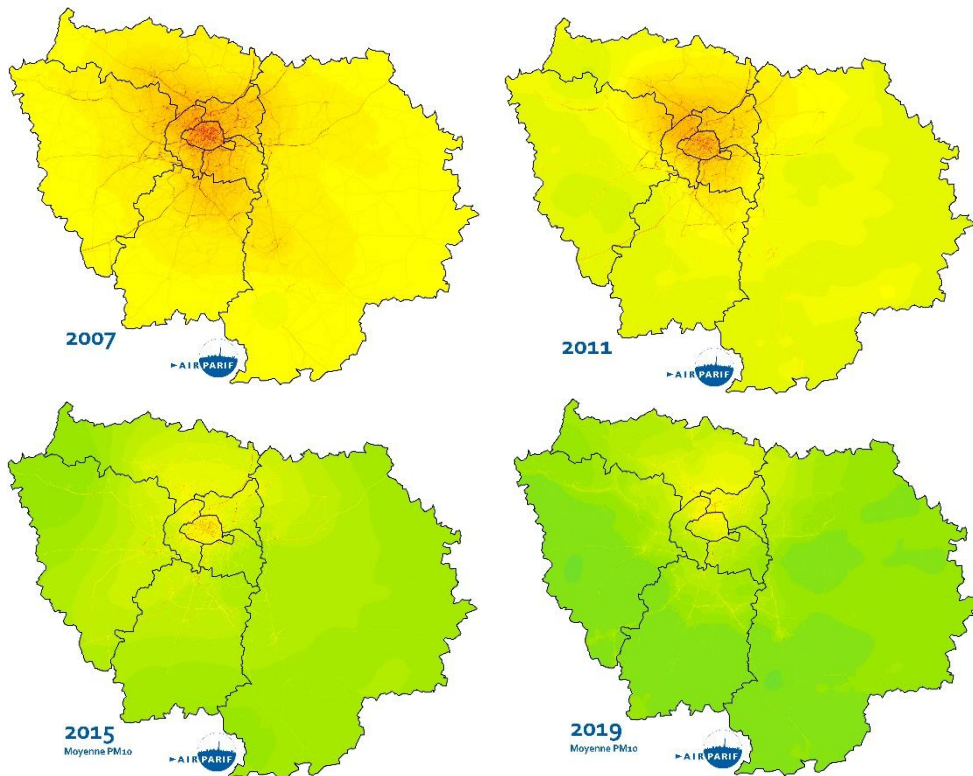


Figure 17 : concentrations moyennes annuelles en PM₁₀ de 2007 à 2019

En vingt ans, les niveaux en situation de fond ont baissé d'environ 35 %. Cette décroissance des niveaux en zone urbaine est à mettre en relation avec la baisse des émissions franciliennes de particules primaires (directement rejetées dans l'atmosphère), d'environ 30 % entre 2005 et 2017 (Airparif, 2020). Ces baisses s'expliquent, pour le secteur résidentiel, par la diminution des consommations d'énergie (liée à la rénovation des logements), par l'amélioration des équipements de chauffage au bois ainsi que par le report des consommations d'énergies fossiles vers l'électricité. Pour le transport routier, elles sont principalement dues à l'amélioration technologique des véhicules. Dans le secteur des chantiers, dont la surface régionale a augmenté de 8% en 12 ans, la baisse des émissions traduit un meilleur contrôle des émissions particulaires par la mise en place de mesures d'atténuation (aspersion, bâchage...). En situation de fond, la diminution des concentrations en PM₁₀ est plus marquée sur ces dix dernières années. Ce constat s'observe également en dehors de l'agglomération.

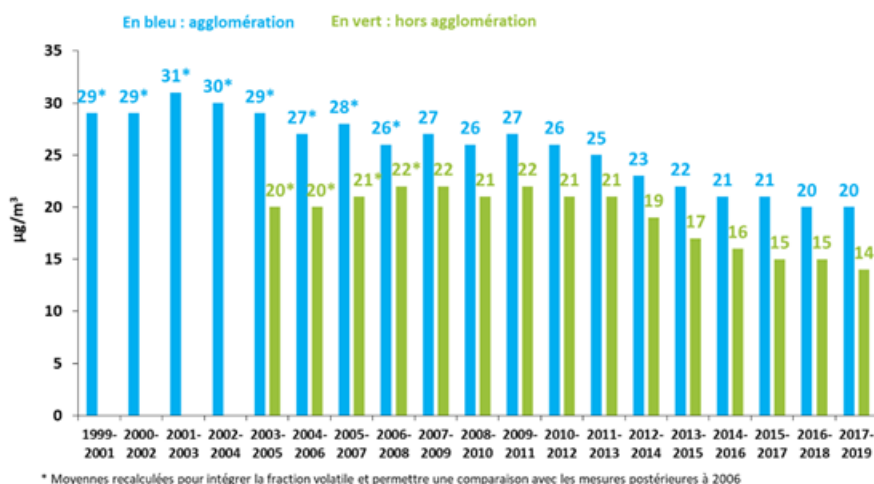


Figure 18 : évolution, des concentrations moyennes sur 3 ans en particules PM₁₀ dans l'agglomération parisienne

La station trafic du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil dispose de mesures de PM₁₀ depuis 1998 et Place Victor Basch depuis 2003. La Figure 19 montre **une baisse des niveaux de PM₁₀ sur ces deux stations de proximité au trafic routier, de l'ordre de 40 % sur le Boulevard Périphérique entre 1998 et 2019**. Cette tendance peut s'expliquer par une diminution plus importante des émissions de particules primaires issues du trafic routier (environ -30 % entre 2005 et 2015), notamment liée à **l'introduction progressive des filtres à particules sur les véhicules diesel**.

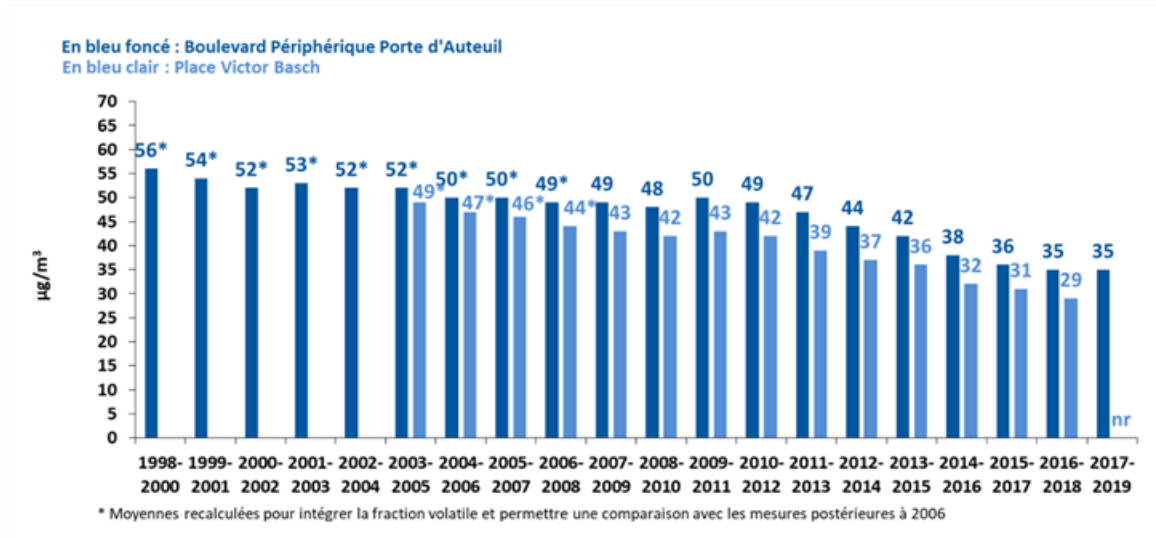


Figure 19 : évolution des concentrations moyennes sur 3 ans en particules PM₁₀ dans l'agglomération parisienne

Les teneurs moyennes en PM_{2.5} montrent également une baisse, plus prononcée que celle des PM₁₀. En situation de fond, cette baisse est de l'ordre de 45 % entre 2000 et 2019 (Figure 20). La tendance à la baisse est encore plus marquée sur la station trafic du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil. Une baisse de l'ordre de 60 % est ainsi relevée entre 1999 et 2019. Comme pour les PM₁₀, cette décroissance s'explique par la **diminution des particules primaires émises à l'échappement des véhicules diesel** (environ -35 % entre 2005 et 2015), en lien avec la mise en œuvre des filtres à particules et la baisse progressive du trafic routier dans Paris Intra-muros. **La baisse est plus importante pour les PM_{2.5} que pour les PM₁₀, car la majorité des PM_{2.5} sont émises à l'échappement des véhicules. Les particules PM₁₀ comprennent une fraction importante liée à l'abrasion de la route, du moteur et des freins ainsi qu'à la remise en suspension des particules déposées sur la chaussée**, qui a peu diminué.

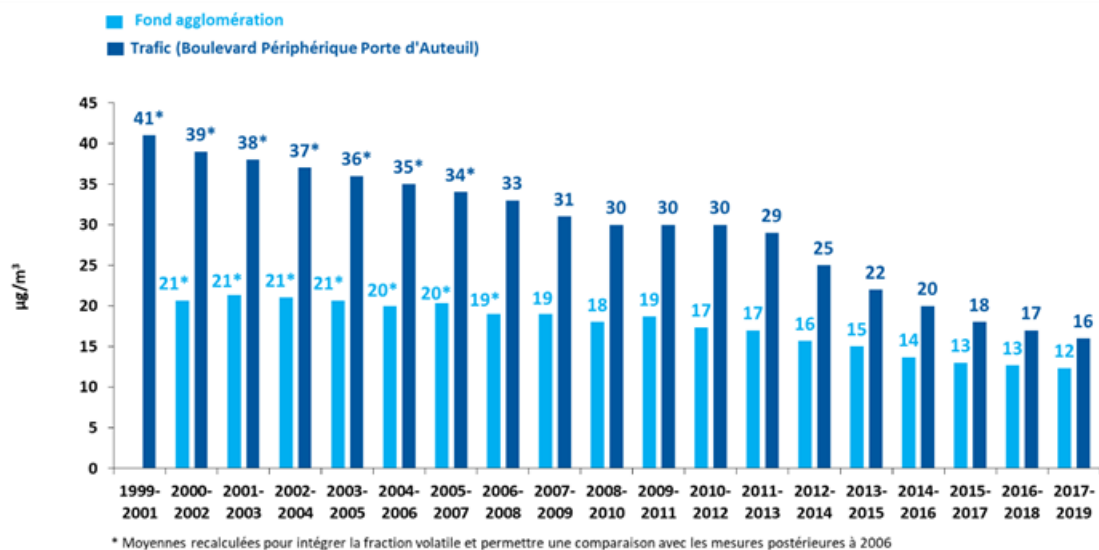


Figure 20 : évolution des concentrations moyennes sur 3 ans en particules PM_{2.5} dans l'agglomération parisienne de 2000-2002 à 2017-2019

Impact spécifique des mesures de réduction des émissions du trafic routier entre Paris et Londres. Le cas des particules à Londres & Paris

En 2019, le King's College et Airparif ont publié les résultats d'une étude portant sur l'impact spécifique des mesures de réduction des émissions du trafic routier visant à améliorer la qualité de l'air de Paris et Londres (Font et al., 2019). Cette étude commune sur deux mégapoles européennes, Paris et Londres, a montré l'évolution de la pollution atmosphérique urbaine au cours des douze dernières années, au regard des mesures de réduction mises en œuvre sur le trafic dans ces deux villes, à la fois à l'échelle européenne (par exemple normes Euros) et à l'échelle locale (par exemple Zones de Basses Emissions). Malgré ces efforts, les deux villes ne parviennent pas à respecter les valeurs limites pour le dioxyde d'azote et la pollution particulaire dépasse les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé.

Les tendances d'évolution des particules PM_{10} et $PM_{2.5}$ ont été calculées pour chacune des villes sur la période 2005-2016, en concentrations mesurées sur les sites de fond et trafic ainsi qu'en impact du trafic. Les tendances d'évolution du trafic routier et la distribution des types de véhicules diesel selon leur norme Euro ont également été évaluées.

La période considérée 2005-2016 inclut la mise en place de différentes politiques. Elle permet d'éclairer notamment l'incidence de l'évolution du parc automobile avec la mise en place des normes euros ou celle de mesures locales, comme l'instauration des zones de faibles émissions qui influencent fortement la composition du parc automobile (et son renouvellement) en limitant l'accès des véhicules les plus polluants aux centres urbains. Cet article évalue les tendances récentes (2005 à 2016) de plusieurs polluants liés au trafic routier (NO_2 , NO_x , PM_{10} et $PM_{2.5}$) dans 2 très grandes villes d'Europe, Londres et Paris. Le réseau de surveillance dans ces 2 villes permet d'évaluer l'impact des politiques publiques de différents types : Normes Euro, parc automobile et Zone de Basses Emissions. Les modèles linéaires à effets mixtes permettent d'expliquer par certaines variables liées au trafic les tendances observées.

Particules (PM_{10} et $PM_{2.5}$) du trafic urbain

évolution en % de $\mu g/m^3$ par an

	2005-2009	2010-2016
PM_{10}		
 PARIS	- 0,3 ▼	- 5,4 ▼
 LONDRES	- 3 ▼	- 8,4 ▼
$PM_{2.5}$		
 PARIS		- 10,5 ▼
 LONDRES		- 2,6 ▼

source King's College - Airparif

Les principaux résultats sont :

- La baisse des niveaux de particules est plus ancienne à Londres qu'à Paris du fait de la mise en place d'une zone de faible émission en février 2008. Cette mesure a eu comme conséquence un remplacement plus rapide des poids lourds de norme Euro III qui explique une baisse des niveaux de particules PM_{10} dès la période 2005-2009 à Londres. Par ailleurs, à Paris, la plus grande part de deux-roues motorisés pourrait aussi expliquer la baisse moins importante de ces particules.
- Depuis 2010, la forte baisse des niveaux de particules PM_{10} dans les deux villes provient de mise en place et du développement de la norme Euro 5 sur les véhicules légers diesel.

- Pour les particules plus petites (PM_{2.5}), Paris présente une baisse significative de la part liée au trafic sur la période 2010-2016, liée elle aussi à l'introduction des véhicules légers diesel de norme Euro 5. Une baisse moins importante à Londres pourrait s'expliquer, à son tour, par l'augmentation des deux-roues motorisés dans la capitale britannique.

2.2.1.4. La corrélation et ratio entre PM₁₀ et PM_{2.5}

La mesure des PM₁₀ intègre les PM_{2.5} qui sont plus petites. Mais la fraction de PM_{2.5} dans les PM₁₀ diffère selon les sites de mesure, et donc des sources, et évolue dans le temps. **Les particules PM_{2.5} représentent en moyenne près de 60 % des particules PM₁₀ en situation de fond** (Figure 21). Ce pourcentage est plus faible à proximité du trafic routier, du fait d'une plus grande proportion de particules grossières issues de la remise en suspension et de l'abrasion (route, freins, moteur...).

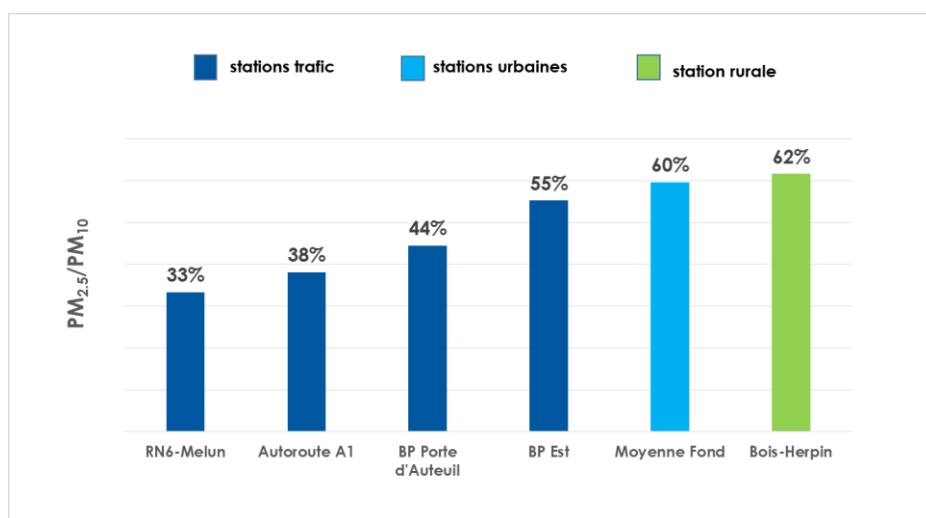


Figure 21 : ratio PM_{2.5}/PM₁₀ en 2019 sur les différentes stations du réseau

La Figure 22 représente l'évolution du pourcentage de PM_{2.5} dans les PM₁₀ entre 2007 et 2019.

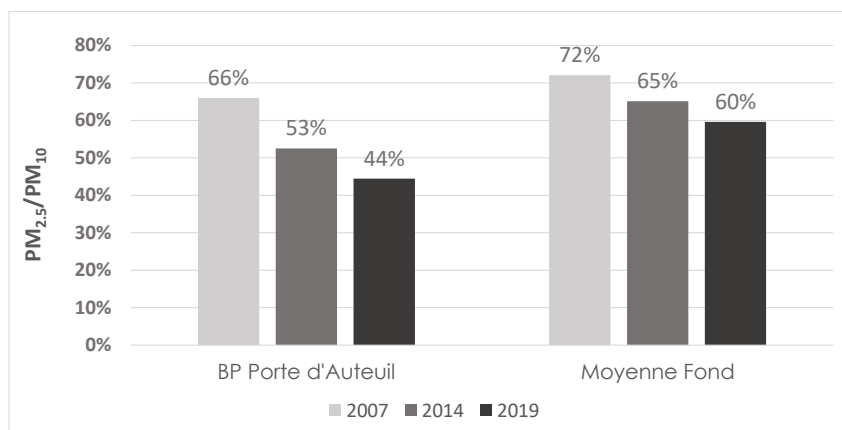


Figure 22 : ratio PM_{2.5}/PM₁₀ en 2007, 2014 et 2019

Depuis 2007, la proportion de PM_{2.5} dans les PM₁₀ a sensiblement diminué. En fond, elle est passée d'environ 70 % à 60 %. Cela s'explique par la décroissance plus rapide des concentrations en PM_{2.5} par rapport aux PM₁₀ (Cf paragraphe 2.3.2). Cette décroissance est encore plus marquée à proximité du trafic routier, sur le site trafic de la Porte d'Auteuil, qui passe de 66 % à environ 45 %. **Cette décroissance plus marquée de la part des PM_{2.5} à proximité du trafic routier s'explique par le maintien d'une contribution importante de particules grossières issues de l'abrasion et de la remise en suspension, alors que les particules issues de l'échappement, plus fines, ont sensiblement baissé.**

Le rapport de concentration entre les particules PM₁₀ et PM_{2.5} est variable selon la saison, du fait de la variabilité des émissions par les sources urbaines. A titre d'exemple, la Figure 23 représente la proportion des PM_{2.5} dans les PM₁₀ sur le site trafic Autoroute A1 et sur le site de fond de Gennevilliers.

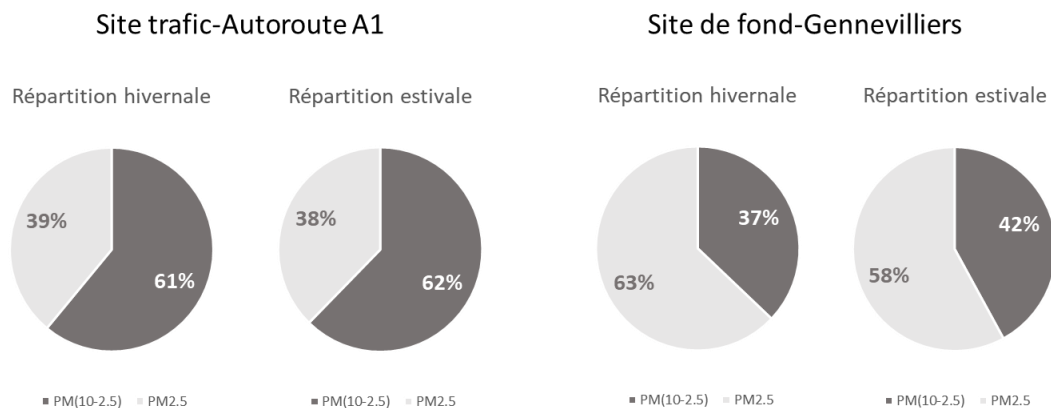


Figure 23 : pourcentage de PM_{2.5} dans les PM₁₀ mesurés en période hivernale et estivale sur la station trafic A1 et la station urbaine de fond de Gennevilliers en 2019.

En période hivernale (d'Octobre à Mars), la proportion des PM_{2.5} présentes dans les PM₁₀ est généralement plus importante qu'en période estivale (d'Avril à Septembre) en situation de fond, du fait de la contribution du chauffage au bois (fort émetteur de PM_{2.5}), qui est absente l'été et des conditions météorologiques moins favorables à la dispersion des polluants. Cette proportion peut être encore plus marquée certains mois d'hiver : à titre d'exemple, en 2019, le ratio mensuel maximum relevé sur le site de fond de Gennevilliers était de 68 % (Figure 24). Cette influence est moindre sur le site trafic, du fait de l'importance de la contribution des émissions du trafic routier. La densité de circulation variant peu tout au long de l'année, le ratio reste globalement stable sur les deux périodes.

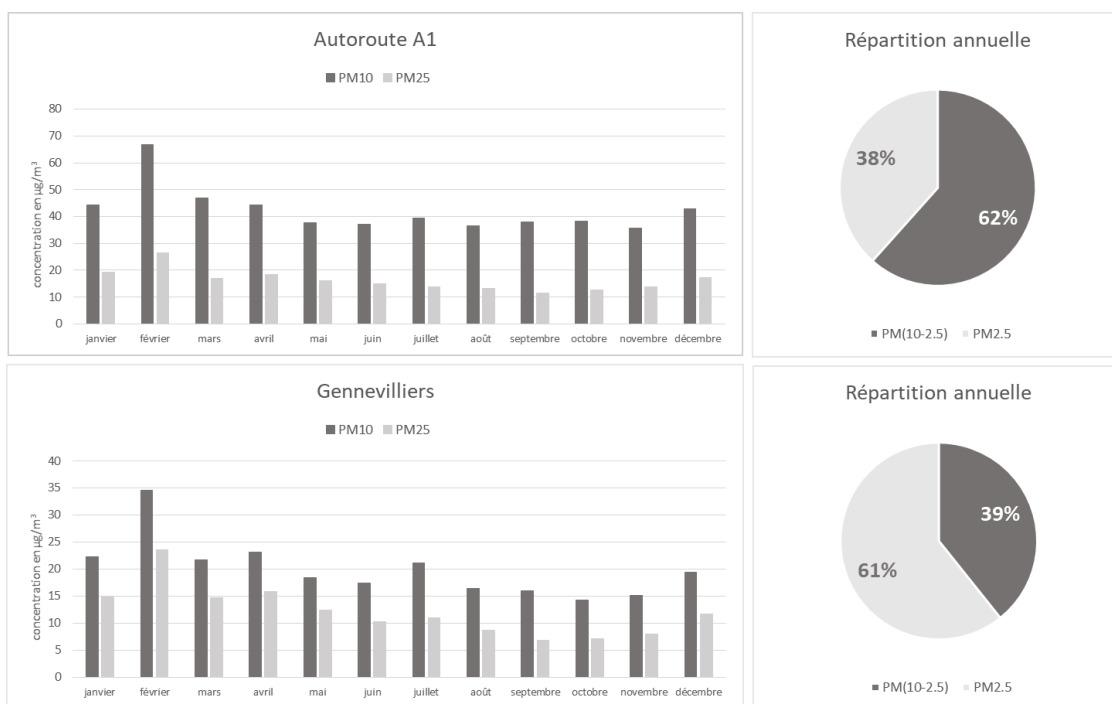


Figure 24 : concentrations mensuelles de particules PM₁₀ et PM_{2.5} ainsi que la proportion de PM_{2.5} dans les PM₁₀ sur la station trafic A1 et la station urbaine de fond de Gennevilliers en 2019

2.2.2. Les particules ultrafines en Ile-de-France

Les premières campagnes de mesure réalisées avec l'Ineris de 2003 à 2010 (LCSQA/INERIS/AIRPARIF, 2001; LCSQA/INERIS, 2003; LCSQA/INERIS, 2004; LCSQA/INERIS/EMD, 2005; LCSQA/INERIS/EMD, 2006) ; LCSQA/INERIS, 2011) donnaient des éléments sur les sources de ces particules ultrafines :

- Les mesures ont mis en évidence des **variations journalières** de ces particules ultrafines en relation forte avec les activités humaines et notamment le trafic.
- En période estivale, l'apparition de particules dans la gamme des plus petits diamètres (10-40 nm) en début d'après-midi (15 h-16 h) illustre la **formation de très petites particules secondaires** à partir de gaz, sous l'action des réactions photochimiques dans l'atmosphère.

Elles ont confirmé également le besoin et la complémentarité de ces mesures par rapport à celles sur les particules réglementées (PM₁₀ et PM_{2.5}) :

- **Les particules ultrafines (0,01 à 0,1 µm) sont les plus nombreuses (80 à 87 %)**, alors qu'en termes de masse elles ne pèsent pratiquement rien : les données de comptage sont donc importantes en complément des données en masse.
- Ces particules présentent **peu de corrélation avec les particules fines PM_{2.5}**. Les variations des PM_{2.5} ne traduisent pas celles des particules ultrafines, qu'il faut donc suivre de manière spécifique.

Néanmoins, la durée des campagnes était trop brève pour permettre d'étudier sur le long terme l'évolution des concentrations en nombre. Les mesures en continu réalisées à l'aide du SMPS sur le site de Paris 1^{er} Les Halles depuis 2019 permettront cette analyse, ainsi que le suivi de l'évolution temporelle du nombre de particules submicroniques par classe et de caractériser des profils granulométriques en fonction de la pollution particulaire ambiante.

2.2.2.1. Mise en évidence de la source chauffage au bois

La Figure 25 illustre, sur les mois de décembre 2019 et janvier 2020, ce suivi temporel en nombre sur trois classes : <1000 nm (particules submicroniques), <100 nm (particules ultrafines) et <20 nm.

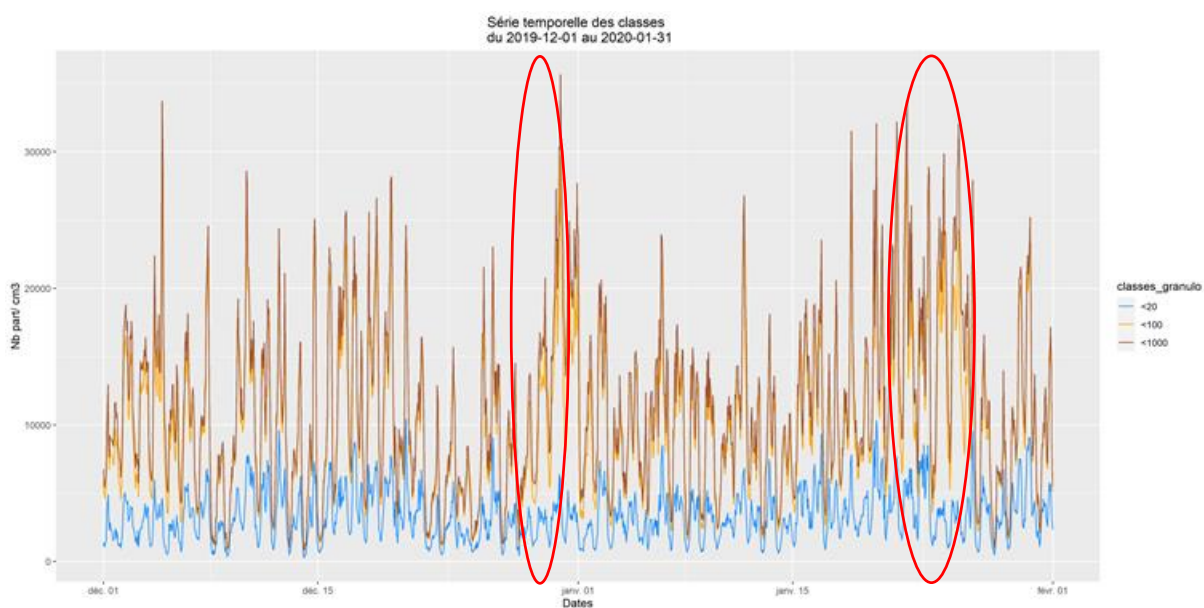


Figure 25 : Evolution temporelle du nombre de particules/cm³ suivant 3 classes granulométriques

Les trois classes granulométriques présentent un cycle journalier bien marqué, avec une montée diurne et une chute nocturne à mettre en lien avec les activités anthropiques et l'évolution des conditions de dispersion, notamment la hauteur de couche limite qui est minimale la nuit.

Ce suivi temporel, réalisé sur deux mois propices aux épisodes de pollution hivernaux, a permis d'enregistrer en temps réel le dernier épisode de pollution particulaire de 2019 (30 et 31 décembre 2019) et le premier épisode de 2020 (24 et 25 janvier), entourés en rouge sur la Figure 25.

Il apparaît clairement que ces deux périodes ont enregistré un nombre de PUF (classe <100 nm), plus important, pouvant dépasser les 30 000 particules/cm³ sur certains pics (ex. du 30 décembre à 22h50). Alors que la majorité des particules se situe en-dessous de 100 nm, la classe des particules <20 nm ne semble pas impactée lors de ces journées de pollution.

Ces deux épisodes hivernaux sont liés à des conditions météorologiques très peu dispersives (absence de vent, masse d'air froid bloquée au niveau du sol, hauteur de couche limite basse...), qui limitent la dispersion des émissions locales de polluants liées aux sources de combustion (trafic et chauffage résidentiel). Ces dernières étaient également en augmentation du fait de températures froides induisant un recours plus important au chauffage d'appoint, notamment le chauffage au bois. Les mesures de carbone suie révèlent une proportion majoritaire de particules issues de la combustion de biomasse. Il s'agit d'un épisode de pollution de type combustion hivernale, détaillée au chapitre 3.2.1.

L'évolution du nombre de particules submicroniques du 30 au 31 décembre 2019 semble être régie principalement par les particules de diamètre compris majoritairement entre 20 et 100 nm (Figure 26).

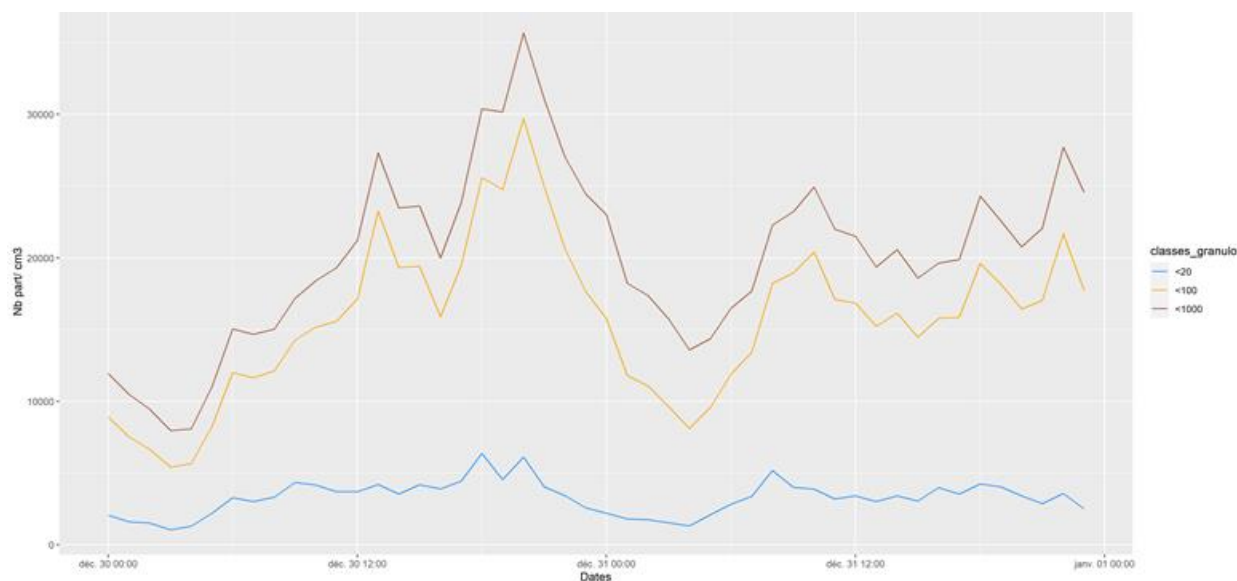


Figure 26 : Evolution temporelle du nombre de particules/cm³ suivant 3 classes granulométriques lors d'un épisode de combustion hivernal (30 et 31 décembre 2019)

L'analyse du profil granulométrique moyen suivant les différentes classes permet d'affiner ces conclusions.

La littérature scientifique fait état d'une distribution normale si l'environnement est soumis à l'influence d'une source unique. Les caractéristiques de distribution sont reprises dans la Figure 27 (Renoux et Boulaud, 1998).

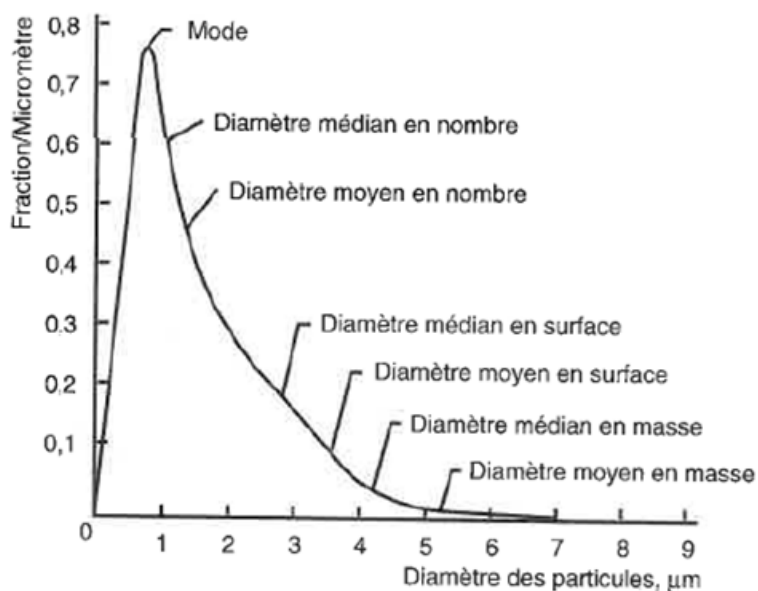


Figure 27 : Les paramètres caractéristiques des distributions granulométriques (Renoux et Boulaud, 1998)

Cette illustration correspond à la distribution granulométrique pour une source unique de pollution. Il est possible d'obtenir des distributions multinomiales, présentant différents modes plus ou moins imbriqués. En dissociant ces différents modes, il est possible d'identifier chaque source associée à ces différentes caractéristiques de distribution et de la caractériser, tant qualitativement que quantitativement.

La Figure 28 ci-dessous illustre le profil granulométrique moyen sur les deux mois étudiés (décembre 2019 et janvier 2020). Ces graphiques sont généralement réalisés en échelle logarithmique pour permettre de mieux représenter les plus petites classes, plus nombreuses.

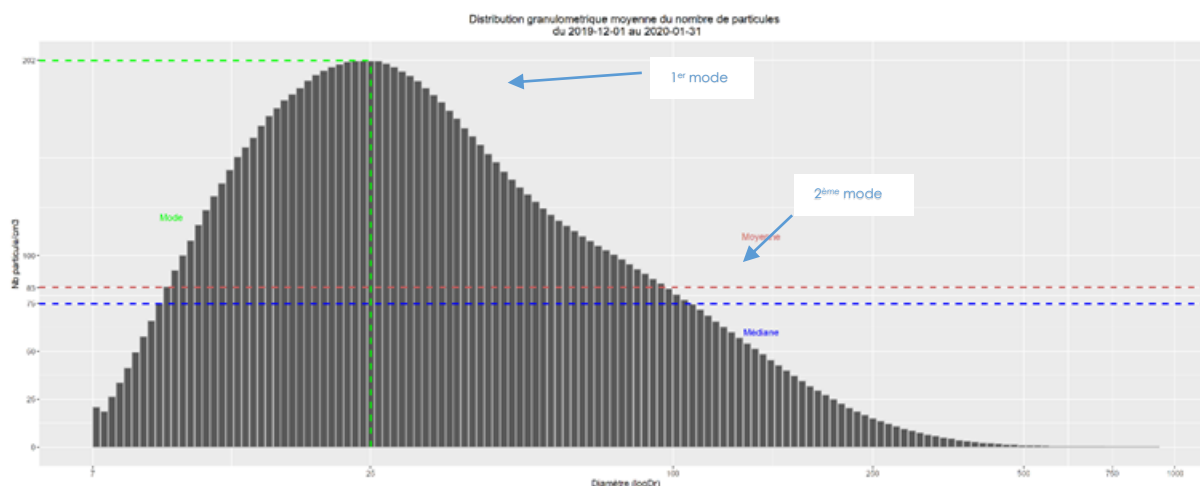


Figure 28 : Distribution granulométrique moyenne du nombre de particules du 01/12/19 au 31/01/20

Ce profil granulométrique moyen des mois de décembre 2019 et janvier 2020 illustre parfaitement le profil type présentant un mode majeur centré sur 25 nm, ciblant une source globale de particules ultrafines. Cette gaussienne montre néanmoins un léger bombement entre 80 et 100 nm, pouvant présumer d'un second mode sur cette période.

En réalisant le même traitement sur les deux journées spécifiques du 30 et 31 décembre 2019, ayant enregistré un épisode de pollution hivernale, on observe que ce bombement lissé sur les 2 mois d'analyse est bien un second mode, qui pourrait être lié aux émissions par le chauffage au bois.

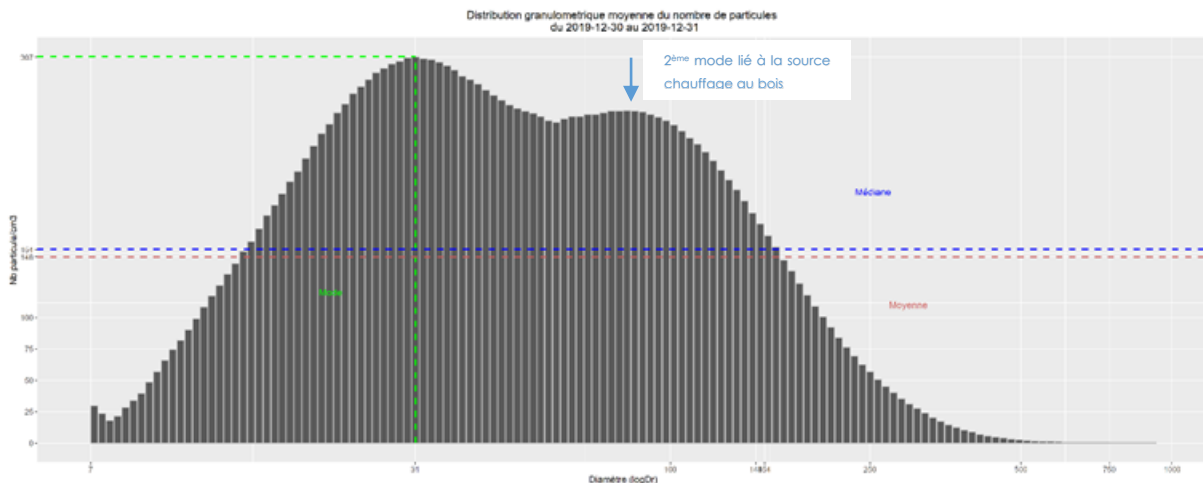


Figure 29 : Distribution granulométrique moyenne du nombre de particules du 30/12/19 au 31/12/19

Des abaques permettent de recenser « l’empreinte » granulométrique de nombreuses sources urbaines et naturelles et de les comparer aux profils granulométriques observés sur la région parisienne pour valider ces conclusions (Figure 30).

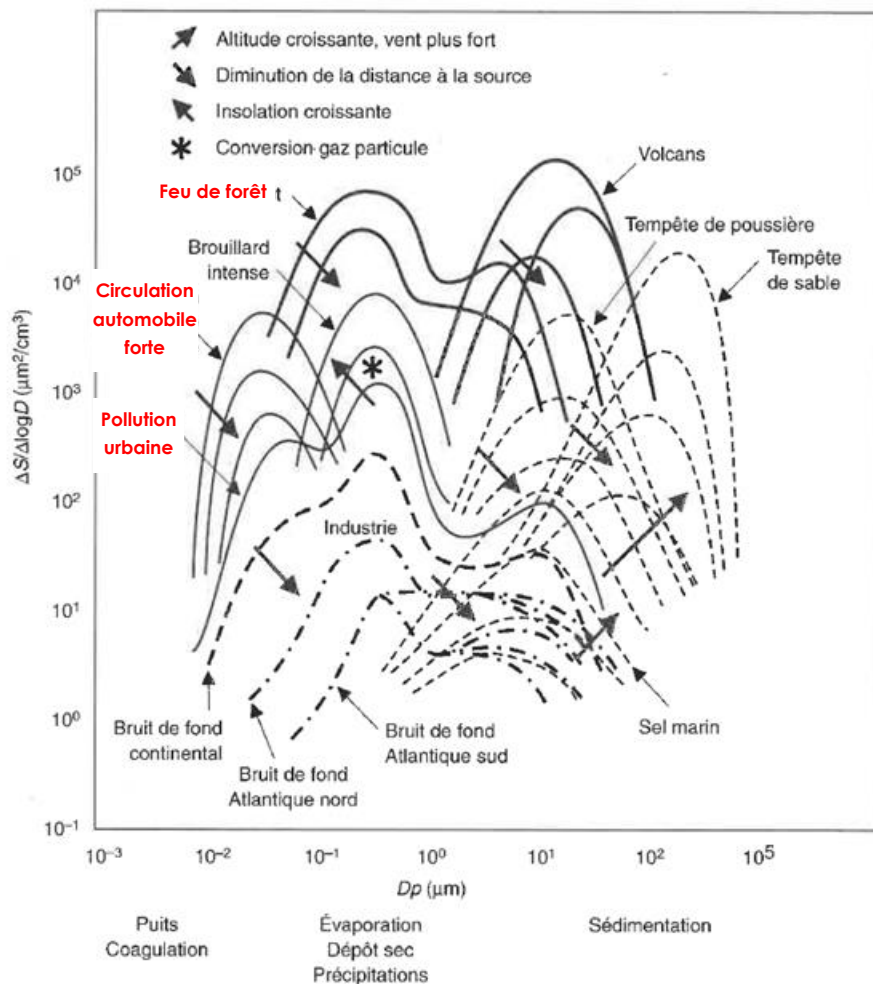


Figure 30 : Distribution granulométrique (en surface) de différents types d’aérosols atmosphériques (Renoux et Boulaud, 1998)

Le profil granulométrique bimodal est caractéristique de la pollution urbaine, avec un premier mode plus fin, majoritairement lié au trafic routier, et le second plutôt lié à la combustion de biomasse, qui confirme les émissions de PUF par le chauffage au bois.

2.2.2.2. Suivi de la source trafic

L'intérêt de la mesure des PUF pour le suivi spécifique des sources urbaines a également été mis en évidence lors de l'évaluation de l'impact des mesures de confinement dans la lutte contre la propagation du COVID-19. Si l'impact de ces mesures a clairement été identifié sur les concentrations en oxydes d'azote, principalement émises par le trafic routier, la diminution des concentrations en particules PM₁₀ a été bien moins importante. En effet, pour ces particules, les sources sont à fois plus nombreuses (trafic, chauffages dont chauffage au bois, agriculture, chantiers, transferts de pollution, réactions chimiques dans l'atmosphère...) et les concentrations sont très sensibles aux variations météorologiques.

Le suivi des PUF a permis de mettre en évidence un impact plus important du confinement sur ce type de pollution particulaire. La comparaison directe des concentrations en particules ultrafines avant et pendant le confinement, à savoir du 16 février au 18 avril 2020 montre une diminution de 30 % des concentrations de ces particules lors du confinement. Cette baisse est encore plus importante sur la gamme des particules ultrafines les plus petites, à savoir inférieures à 20 nanomètres, avec une baisse de l'ordre de 50 % entre les deux périodes.

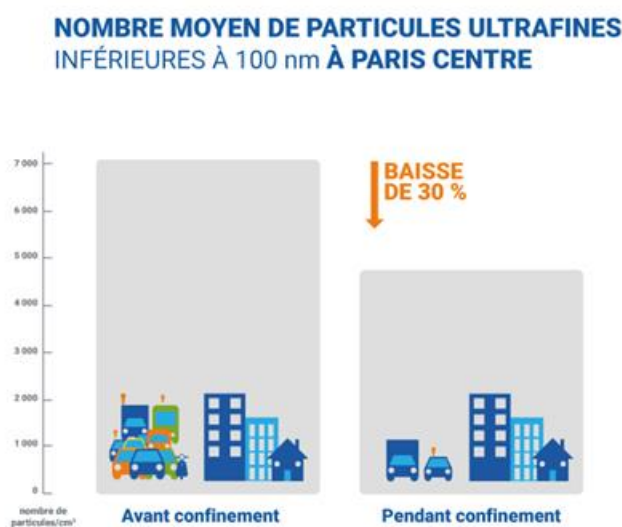


Figure 31 : Comparaison des concentrations moyennes en particules ultrafines à Paris Centre avant (du 16 février au 16 mars 2020) et pendant le confinement (du 17 mars au 18 avril 2020).

Cette nouvelle surveillance est très prometteuse pour l'amélioration des connaissances des particules tant sur leur formation, leur coagulation et leur accumulation ainsi que pour la caractérisation de leurs sources respectives.

2.3. LES NIVEAUX DE PARTICULES SELON LEUR COMPOSITION CHIMIQUE

Au-delà de la surveillance par taille, Airparif assure un suivi de la composition chimique des particules.

2.3.1. La composition chimique moyenne en Ile-de-France

2.3.1.1. La composition chimique moyenne en 2010

En 2010, une étude menée en collaboration avec le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE) a permis de caractériser **la composition chimique des particules sur la région Ile-de-France sur une année complète** (Airparif, 2011 ; Bressi et al., 2013). Les concentrations annuelles relevées sont typiques des différentes typologies de sites représentées (trafic, urbain et rural) et en cohérence avec les mesures réalisées sur le réseau de surveillance d'Airparif ou les données de la littérature scientifique (Putaud et al., 2004; Airparif, 2011).

La Figure 32 montre **la composition chimique moyenne annuelle** pour les PM_{2.5} (à gauche) et les PM₁₀ (à droite), échantillonnées à l'aide de mesures sur filtres pendant 1 an (2009-2010).

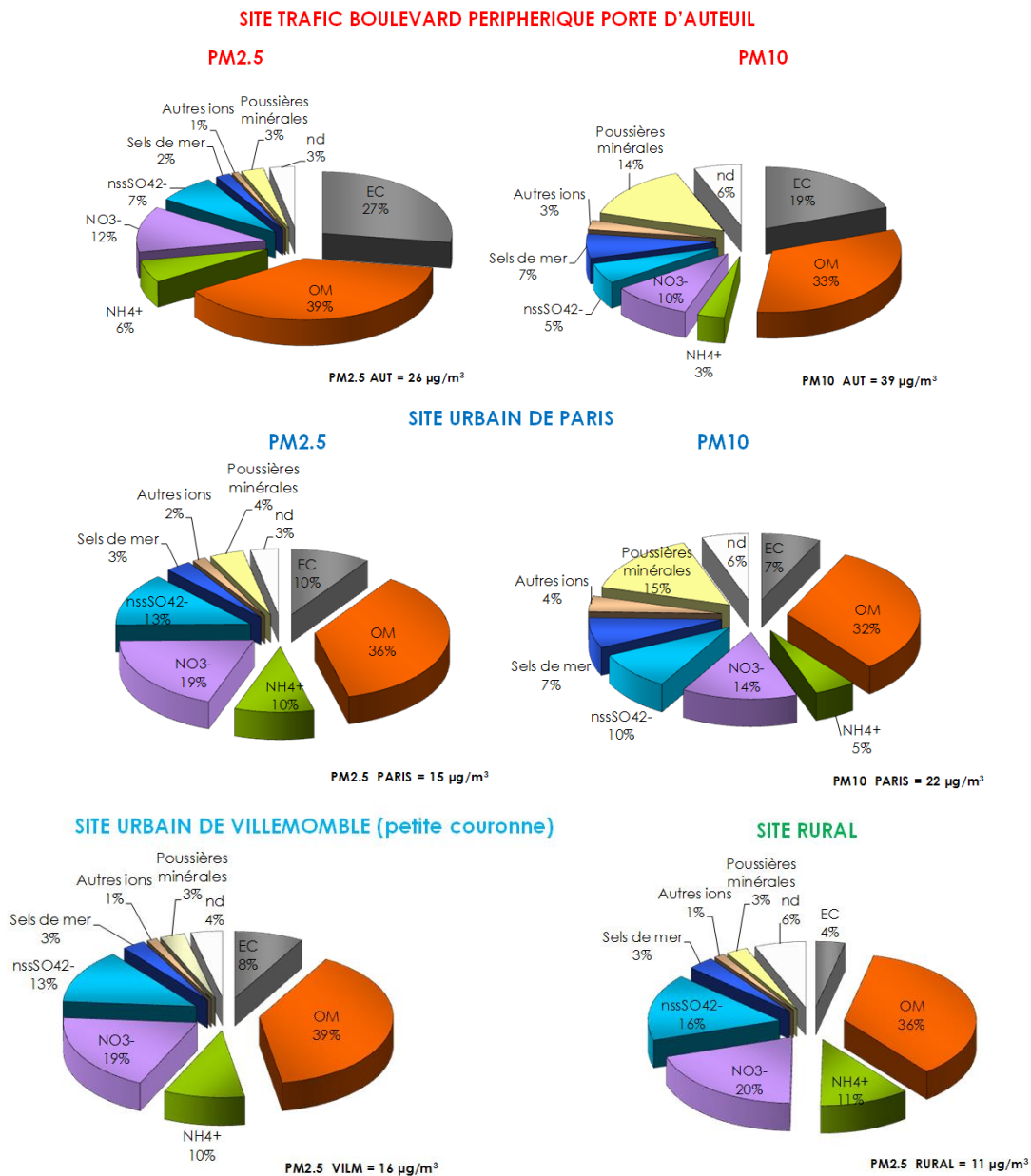


Figure 32 : Composition chimique moyenne annuelle en 2010 des PM_{2.5} et des PM₁₀ échantillonnées sur les différentes typologies de sites.

En ce qui concerne la composition chimique des PM_{2.5}, quel que soit le site de mesure considéré, la fraction fine (PM_{2.5}) est essentiellement constituée de composés carbonés (EC et OM), de nitrate, d'ammonium et de sulfates :

- **Les composés carbonés (EC et OM) représentent en moyenne plus de 40 % de la masse totale de particules PM_{2.5}. Leur contribution est sensiblement plus importante sur le site trafic** (40 % sur le site rural, autour de 46 % sur les sites urbains et plus de 65 % sur le site trafic). Les rapports OM/EC sont respectivement de 8, 4 et 1.5 sur les sites ruraux, urbains et trafic. Ceci est cohérent avec les sources d'émission.
- **Les composés inorganiques secondaires (nitrate, ammonium et sulfates additionnés) constituent en moyenne au minimum 25 % de la masse totale** (25 % sur le site trafic, autour de 40 % sur le site urbain et plus de 45 % sur le site rural).

Ces observations sont comparables à celles déterminées dans de nombreuses études menées en Europe (Bressi, 2013).

Si les contributions relatives sont très différentes d'un site à l'autre, en particulier entre le site trafic et le site rural, **les concentrations en composés inorganiques secondaires évoluent peu entre le site rural (autour de 5 µg/m³ en moyenne), les sites urbains (autour de 6 µg/m³ en moyenne) et le site trafic (environ 6.5 µg/m³ en moyenne)**. Ceci est conforme aux connaissances scientifiques identifiant ces composés comme principalement importés (d'origine externe à l'Ile-de-France) et/ou s'il est formé localement, impliquant une large zone géographique. La composition chimique des deux sites urbains (Paris et Villemomble) est très proche.

En ce qui concerne la composition chimique des PM₁₀, sur le site urbain de Paris, **les composés carbonés (EC et OM) et les composés inorganiques secondaires (NO₃⁻, SO₄²⁻ et NH₄⁺) constituent respectivement presque 40 % et 30 % de la masse totale de PM₁₀.**

L'analyse comparée de la composition chimique des PM₁₀ et de celle des PM_{2.5} sur les sites trafic du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil et urbains de Paris permet de caractériser chimiquement la fraction grossière des particules mesurées sur ces deux sites.

Les PM₁₀ et les PM_{2.5} sur le site urbain de Paris contiennent la même quantité de composés inorganiques secondaires, ce qui signifie que ces composés sont en moyenne quasiment exclusivement présents dans la fraction fine des particules.

La plus grande différence entre les compositions chimiques des PM_{2.5} et PM₁₀ porte sur les sels de mer et les poussières minérales, tous les deux présents majoritairement dans la fraction grossière des particules. On peut estimer en 2010 que les concentrations annuelles en sels de mer et en poussières minérales sur le site urbain sont, respectivement, d'environ 1.5 µg/m³ et 3.5 µg/m³.

Les observations sont identiques sur le site trafic : les composés carbonés des PM₁₀ sont essentiellement présents dans la partie fine de l'aérosol (PM_{2.5}), mais de **la matière organique est également présente dans la fraction grossière**. Les composés inorganiques secondaires sont majoritairement présents dans la fraction fine des PM₁₀. Les poussières minérales, qui peuvent largement être imputées, sur le site trafic, à la remise en suspension, représentent, en 2010, 14 % de la masse totale de PM₁₀ sur le site trafic soit 6 µg/m³.

2.3.1.2. L'évolution de la composition chimique.

Suite à cette étude, le réseau de surveillance régional s'est enrichi de différents analyseurs permettant de mesurer les concentrations des composants majeurs de la matière particulaire en temps réel et à fine échelle temporelle.

Depuis novembre 2015, l'ACSM implanté sur le réseau francilien permet une mesure rapide et continue des composantes chimiques majeures des particules que sont **la matière organique (OM) ainsi que les ions nitrate (NO_3^-), sulfate (SO_4^{2-}), ammonium (NH_4^+) et chlorure (Cl^-)**. Couplées à une mesure continue du carbone suie (ou Black Carbon (BC)), ces mesures permettent de reconstituer en temps réel plus 85 % de la concentration totale annuelle des particules $\text{PM}_{2.5}$ (Figure 33).

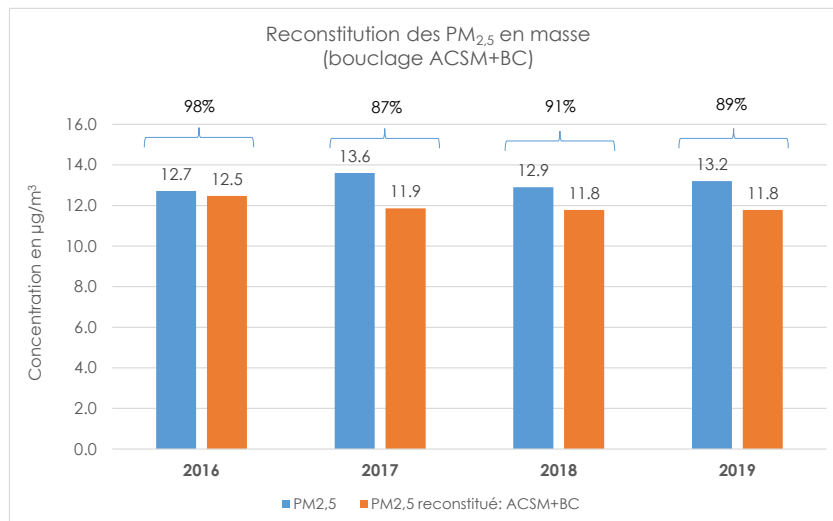


Figure 33 : Comparaison entre les concentrations annuelles en $\text{PM}_{2.5}$ mesurées et la reconstitution des $\text{PM}_{2.5}$ en sommant les mesures ACSM et carbone suie (BC) d'un site de fond parisien de 2016 à 2019

La Figure 34 permet de comparer la composition chimique moyenne en situation de fond dans l'agglomération parisienne en 2010 et en 2019.

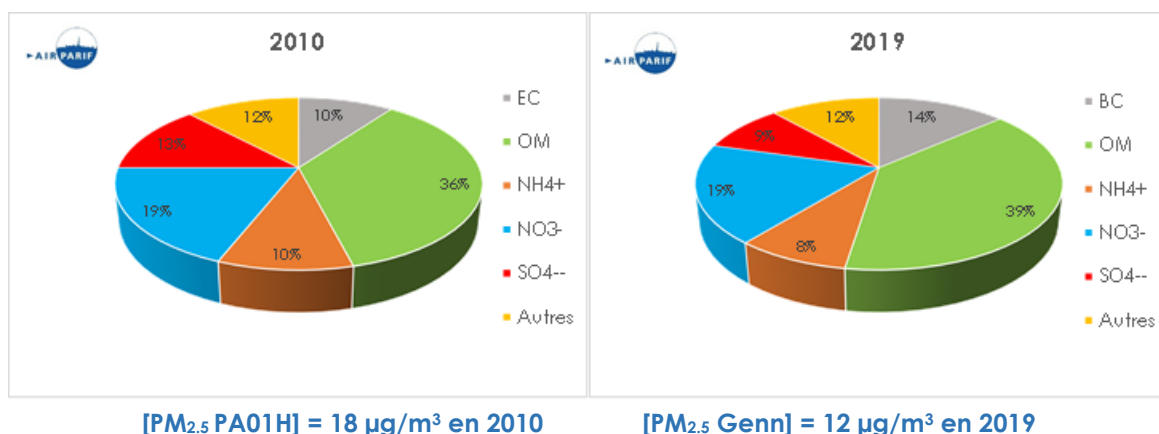


Figure 34 : Evolution de la composition chimique moyenne annuelle en situation de fond urbain entre 2010 et 2019.

La part "Autres" regroupe les sels marins, les autres ions, les poussières minérales et des espèces non déterminées. La distinction entre ces espèces avait pu être faite dans l'étude de 2010 grâce à l'analyse des filtres en laboratoire.

Les proportions des composés représentés dans la fraction $\text{PM}_{2.5}$ sont globalement conservées entre 2010 et 2019 en fond urbain. Il est important de noter que les mesures réalisées en 2019 sont réalisées sur

les particules $PM_{1.0}$, qui représentent en composition plus de 90 % des $PM_{2.5}$, mais qui peuvent, compte-tenu des faibles teneurs mesurées, induire une légère différence en termes de pourcentage des différentes espèces.

Les composés carbonés représentent toujours la part majoritaire des particules $PM_{2.5}$ avec environ 50 % de la masse totale en 2019. La proportion de carbone élémentaire n'est pas directement comparable du fait du changement de méthode d'analyse entre 2010 et 2019 (EC mesuré par méthode thermo-optique en 2010 et BC mesuré par mesure optique en 2019).

Les composés inorganiques secondaires (nitrate, ammonium et sulfates additionnés) constituent environ 40 % de la masse totale.

En 2019, en situation de fond urbain, les composés carbonés et inorganiques représentent près de 90 % de la masse totale de la fraction $PM_{2.5}$.

Sur le site de Gennevilliers, les concentrations annuelles en particules $PM_{2.5}$ ont baissé de plus de 30 % entre ces 2 années. La proportion des différentes espèces étant stable, cela indique que cette baisse des niveaux est liée à **une baisse globale de toutes les sources et non à la diminution d'une source en particulier.**

D'une année à l'autre, la composition des $PM_{2.5}$ évolue peu (Figure 35). Les proportions entre les différentes espèces des particules restent relativement stables. Les légères variations peuvent s'expliquer par des taux de disponibilité commune de l'ensemble des données différents, plus ou moins représentatifs de l'année.

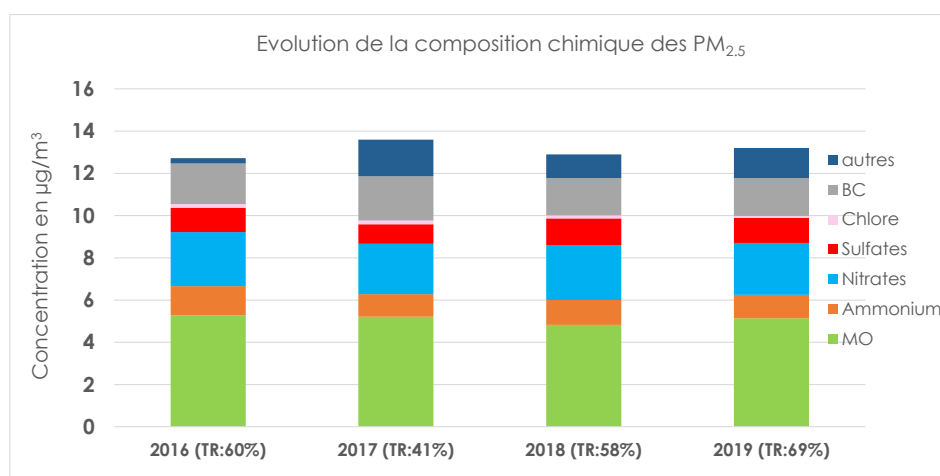


Figure 35 : Composition chimique moyenne annuelle sur un site de fond urbain entre 2016 et 2019.

2.3.2. Le carbone suie

A la fin des années 50, l'Ile-de-France enregistrait des teneurs hivernales en fumées noires d'environ $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, liées en grande partie à la combustion du charbon. Sous l'effet conjugué de la désindustrialisation progressive de la région, des améliorations considérables dans le domaine des émissions industrielles (combustibles et réglementation) et du développement de la production d'électricité d'origine nucléaire (aujourd'hui prédominante), **les niveaux ont considérablement baissé pour atteindre des concentrations inférieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aujourd'hui.** La tendance est actuellement à une baisse lente, comme l'illustrent la Figure 36 page suivante.

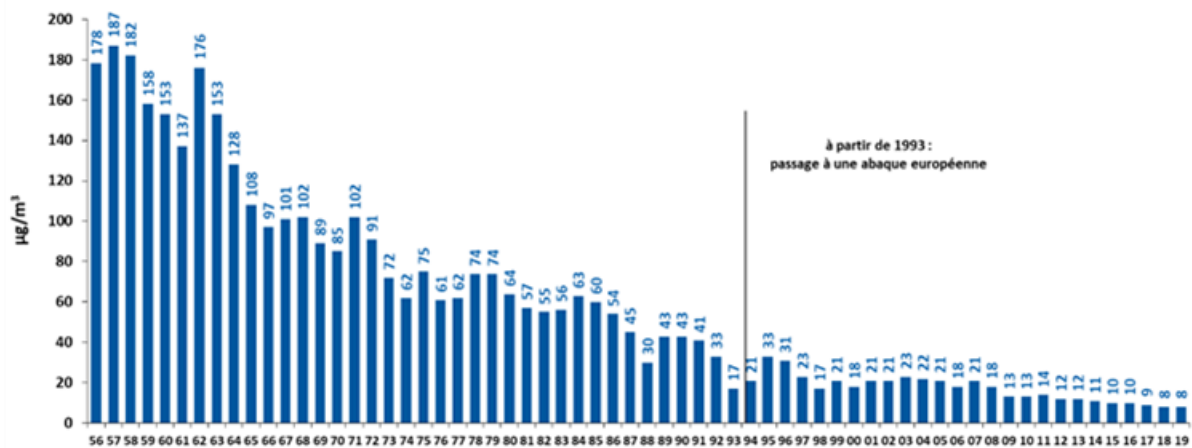


Figure 36 : évolution des concentrations hivernales de fumées noires dans l'agglomération parisienne de 1956-1957 à 2017-2018

2.3.2.1. Les niveaux moyens de Carbone Suie

Les concentrations moyennes en carbone suie, enregistrées de 2015 à 2019, sont présentées en Figure 37. Les sites trafic sont représentés en gris et les sites de fond urbain en bleu.

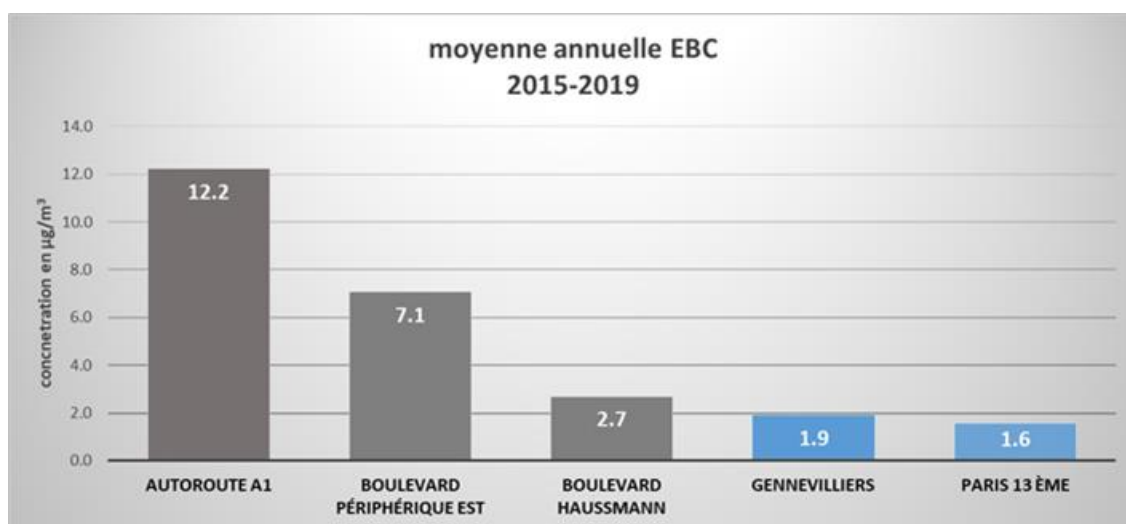


Figure 37 : concentration moyenne de carbone suie sur 5 ans (2015-2019).

Sur les cinq années de mesure en continu, les concentrations moyennes de carbone suie présentent une forte variabilité spatiale, avec des niveaux maximums à proximité du trafic routier.

Les moyennes de carbone suie sont proches sur les deux sites de fond instrumentés (Paris 13^{ème}, Gennevilliers). En revanche, à proximité du trafic routier, les moyennes sont très hétérogènes, elles varient du simple au quadruple. Cette variation représente la diversité du réseau routier présent en Ile-de-France (Boulevard parisien, Boulevard Périphérique, Autoroute).

Des mesures en continu réalisées en milieu rural sur le site rural (Bois-Herpin en Essonne) de Janvier 2015 à Juillet 2016 ont révélé des concentrations très faibles (inférieures à 1 µg/m³). De ce fait, les mesures n'ont pas été poursuivies au-delà de Juillet 2016.

Cette variabilité est beaucoup plus marquée que celle obtenue par les mesures réglementées telles que les particules PM₁₀ ou le dioxyde d'azote (NO₂), surtout à proximité du trafic routier. (La Figure 38 représente les concentrations moyennes en NO₂ et PM₁₀ sur la même période).

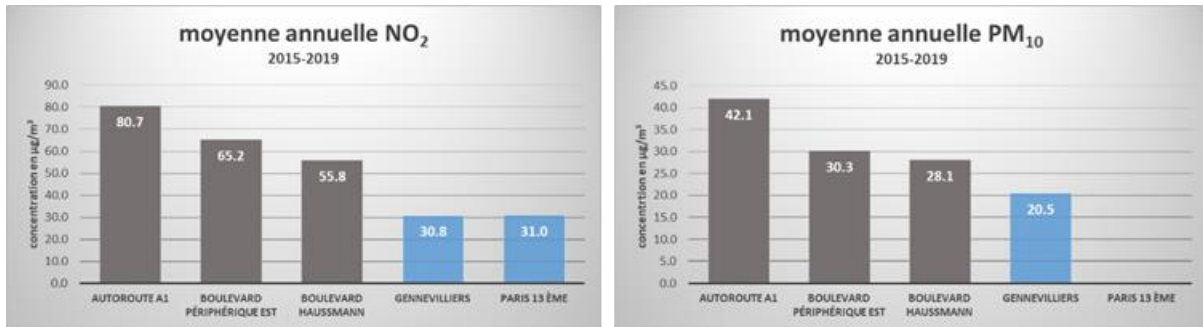


Figure 38 : concentration moyenne sur 5 ans (2015-2019) en NO₂ et en PM₁₀ par site de mesure

Le gradient maximum entre les niveaux moyens les plus forts à proximité du trafic routier et en fond urbain observé en moyenne sur les cinq dernières années (2015-2019) est de l'ordre de 7 pour le carbone suie, de 3 pour le NO₂ et de 2 pour les PM₁₀. **Ces résultats confirment que les mesures de carbone suie permettent une amplification du signal trafic par rapport à la mesure des particules, qui présentent des sources plus diverses. Ils confirment que le carbone suie est un meilleur traceur des émissions liées au trafic routier.** En moyenne, le carbone suie représente de l'ordre de 10 à 30 % des PM₁₀ mesurées à proximité du trafic routier et 5 à 10 % en site urbain de fond. Ces résultats confirment les valeurs relevées, au cours de la campagne dans le cadre du programme de recherche PREQUALIF (Sciare et al., 2014), et sont cohérents avec les résultats de l'étude de la contribution des sources de particules de 2010 Airparif/LSCE.

Comme pour l'ensemble des particules, une évolution à la baisse des concentrations en carbone suie est constatée (Figure 39). En cinq ans, elle est estimée entre -20 et -40% selon les sites de mesure. Cette baisse s'explique par les améliorations technologiques sur les différentes sources d'émissions (trafic routier, chauffage, industrie). La modernisation du parc technologique du transport routier a notamment permis de diminuer les émissions de particules.

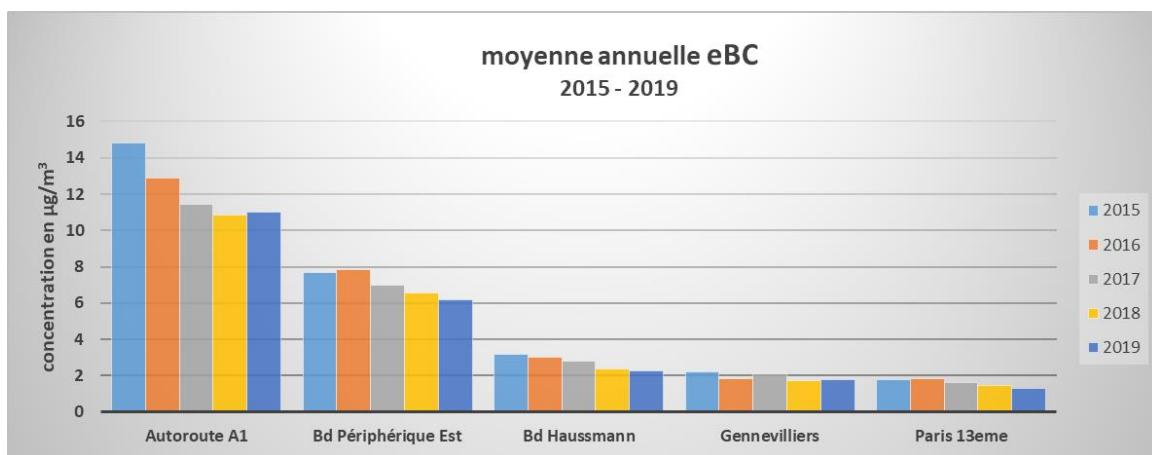


Figure 39 : Concentrations moyennes annuelles en carbone suie en Île-de-France de 2015 à 2019

Cette tendance est confirmée sur les mesures de Carbone élémentaire réalisées sur le site de Paris 13^{ème}, qui montrent une baisse de 35 % entre 2012 et 2019.

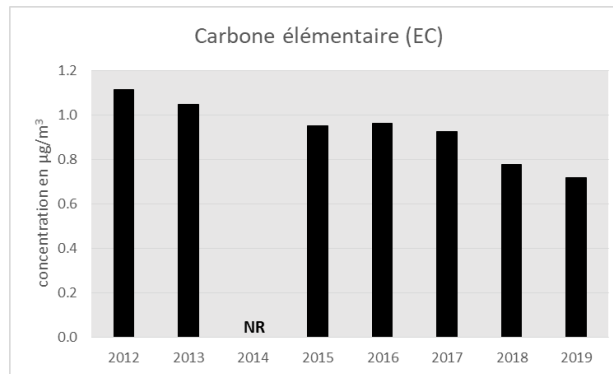


Figure 40 : Concentrations moyennes annuelles en carbone élémentaire à Paris de 2012 à 2019

Les analyseurs utilisés par Airparif (aethalomètres multi-longueurs d'ondes AE33) permettent de distinguer de façon automatique la fraction de Carbone Suie issue :

- de la combustion d'hydrocarbures (majoritairement liés au trafic routier en Ile-de-France) désignée par le terme « eBC_{ff} »,
- de la combustion de la biomasse (chauffage au bois, brûlage de déchets verts...), désignée sous le terme « eBC_{wb} » (Sandradewi et al., 2008).

Le principe de mesure est détaillé en Annexe 2.

Ces informations en continu sont importantes, notamment en cas d'épisode de pollution, pour pouvoir informer les autorités sur les principaux émetteurs et mettre en place des mesures d'urgence pertinentes.

Sur les sites à très forte densité de trafic tel que Autoroute A1, où de très fortes concentrations sont mesurées, la distinction entre le eBC_{ff} et le eBC_{wb} est plus délicate. En effet sur ces sites, l'algorithme permettant la différenciation entre les deux sources est plus difficilement applicable compte-tenu de la noirceur des prélèvements. De ce fait, de nombreuses données de l'eBC_{ff} et de l'eBC_{wb} sont invalidées par calcul (limite de distinction de l'analyseur AE 33). De ce fait, les concentrations en eBC_{ff} et en eBC_{wb} du site Autoroute A1 ainsi que Boulevard Périphérique Est ne figurent pas dans les analyses qui suivent.

Les concentrations moyennes sur 5 ans (2015-2019) en eBC_{ff} et eBC_{wb} sur l'ensemble des sites instrumentés sont présentées en Figure 41. Les sites trafic sont représentés en gris et les sites de fond urbain en bleu.

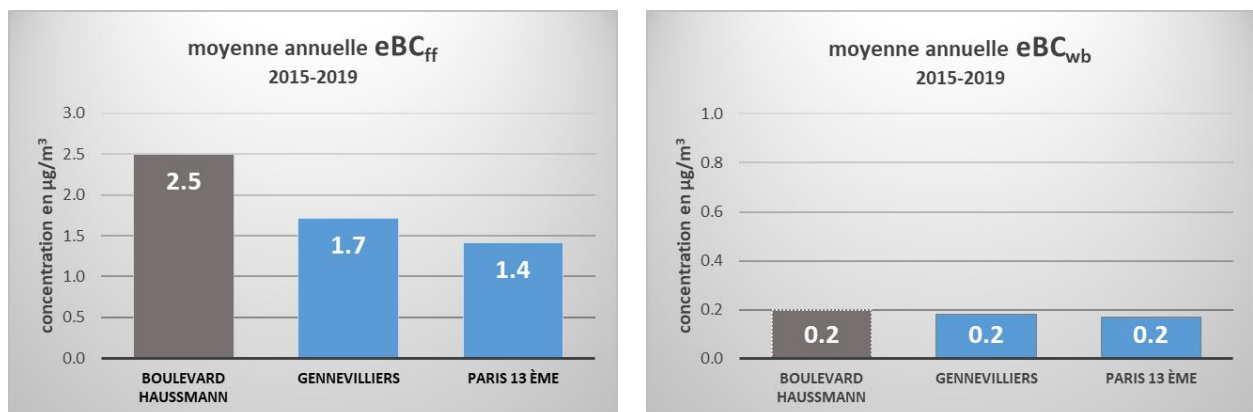


Figure 41 : concentration moyenne sur 5 ans (2015-2019) en carbone suie, eBC_{ff} et eBC_{wb} sur l'ensemble des sites instrumentés.

Sur les sites trafic, la variabilité de la mesure du carbone suie est dépendante au moins à 95 % de la combustion fossile (eBC_{ff}). Les concentrations en carbone suie issu de la combustion de biomasse (eBC_{wb}), sont sensiblement homogènes sur l'ensemble des sites.

2.3.2.2. L'évolution saisonnière des niveaux moyens de carbone suie

L'évolution des concentrations moyennes mensuelles sur les trois dernières années (2017-2019) de carbone suie total, de celui provenant de la combustion de carburant fossile (eBC_{ff}) et de celui provenant de la combustion de biomasse (eBC_{wb}) est présentée en Figure 42.

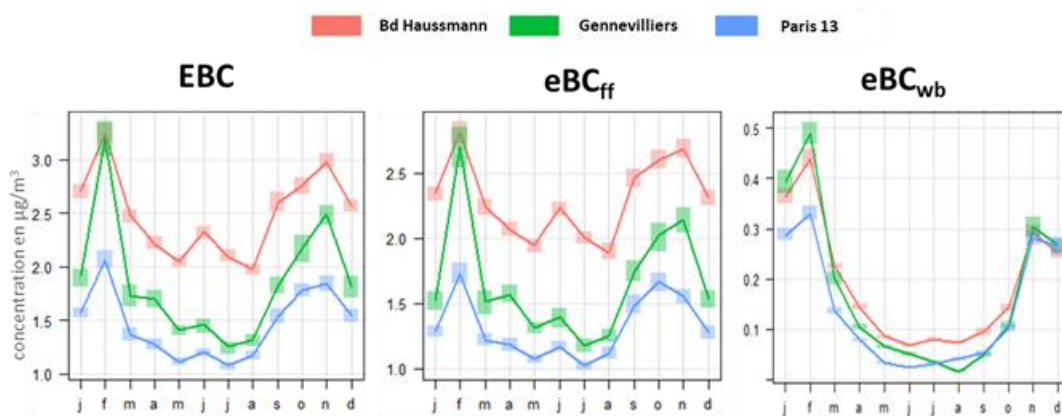


Figure 42 : concentrations moyennes mensuelles de l'EBC, de l'eBC_{ff} et de l'eBC_{wb} sur la période 2017-2019.

Quelle que soit la typologie du site de mesure, **les moyennes mensuelles de carbone suie les plus élevées sont enregistrées en période hivernale (d'octobre à mars)**. Cela s'explique d'une part par les conditions météorologiques généralement moins favorables à la dispersion des polluants primaires en hiver, et d'autre part par l'évolution saisonnière des émissions par les sources locales de combustion. L'évolution des moyennes mensuelles de carbone suie (EBC) est essentiellement gouvernée par l'évolution de fraction issue de la combustion d'hydrocarbures (eBC_{ff}). Généralement, les niveaux minimums sont observés en juillet et août, où le trafic routier est le moins important. La variation saisonnière est beaucoup plus marquée pour les concentrations de la part issue de la combustion de biomasse (eBC_{wb}). Elle met en évidence, lors de la période hivernale, une contribution beaucoup plus importante de la combustion de biomasse, due principalement à l'utilisation du chauffage au bois.

Les concentrations moyennes en eBC_{ff} et eBC_{wb} de 2017-2019 sur les périodes hivernale et estivale sont présentées en Figure 43.

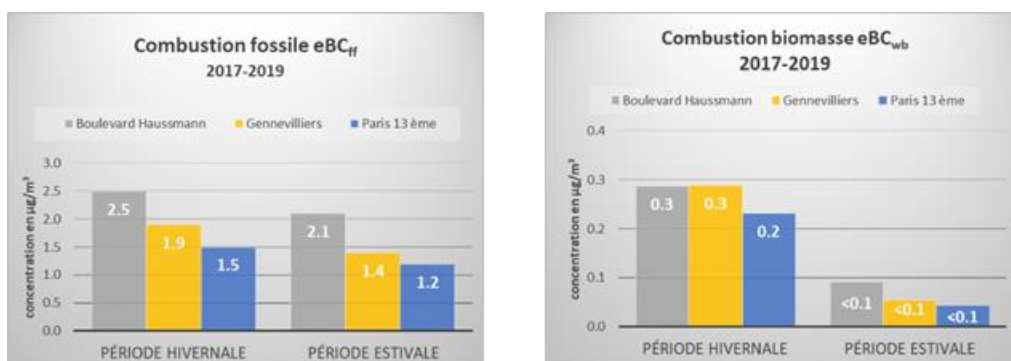


Figure 43 : concentrations moyennes hivernales et estivales de l'eBC_{ff} et de l'eBC_{wb} sur la période 2017-2019.

En moyenne sur la période 2017-2019, les concentrations hivernales de carbone suie « fossile » sont 20 % supérieures aux concentrations estivales, tandis que les concentrations de carbone suie « biomasse » sont 3 à 4 fois supérieures en hiver sur l'ensemble des sites.

Ces observations confirment les résultats du projet Primequal Francipol (LSCE/Airparif, 2013) et du projet Prequalif (Figure 44).

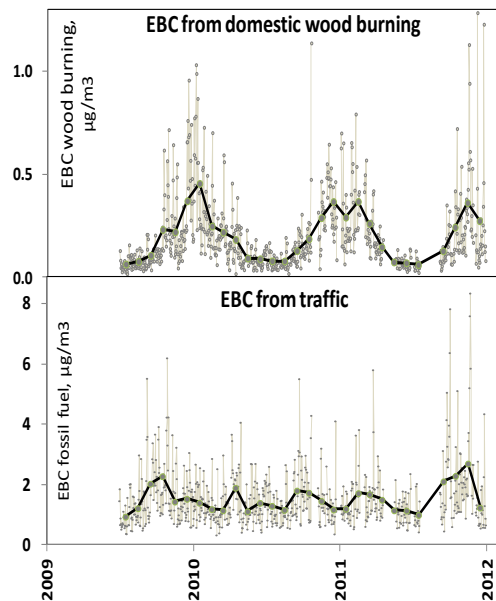


Figure 44 : variations saisonnières de EBC (Equivalent Black Carbon) issus du trafic et du chauffage au bois en fond urbain à la station de Paris 13^{ème} (Source Francipol / Prequalif).

2.3.2.3. Les évolutions hebdomadaire et journalière des niveaux moyens de carbone suie

Les profils moyens hebdomadaires des concentrations des parts « fossile » (eBC_{ff}) et « biomasse » (eBC_{wb}) du carbone suie, ainsi que les profils moyens hebdomadaires des concentrations en oxydes d'azote (représentatifs du trafic routier en Ile-de-France) sont présentés en Figure 45.

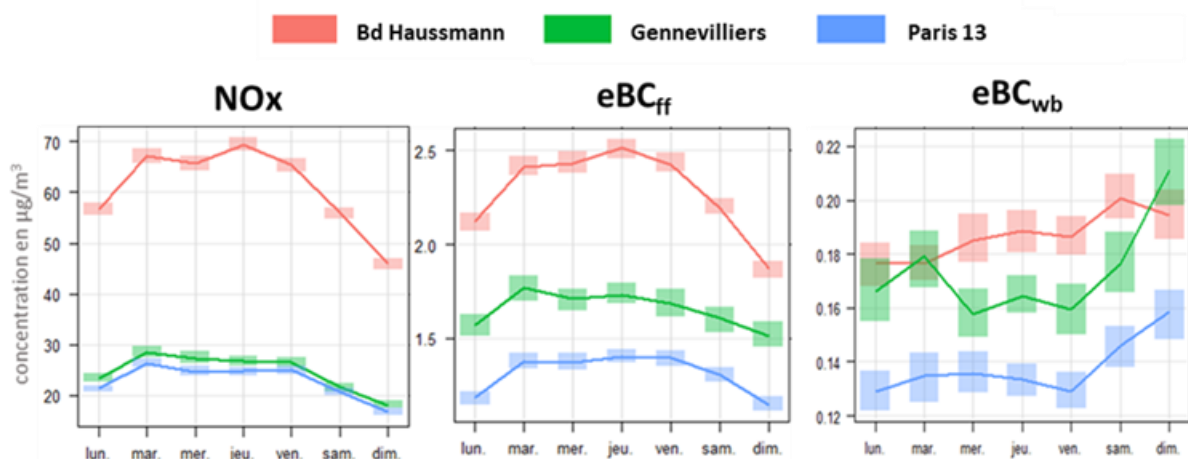


Figure 45 : profils moyens hebdomadaires de l'eBCff et de l'eBCwb sur la période 2017-2019.

Sur l'ensemble des sites de mesure, les concentrations de carbone suie « fossile » suivent l'évolution des mesures des oxydes d'azote (NO_x), avec des niveaux plus élevés les jours ouvrés du mardi au vendredi puis une décroissance marquée le week-end. Cette variation est plus marquée sur le site trafic du Boulevard Haussmann.

Contrairement à celles du carbone suie « fossile », les variations enregistrées pour le carbone suie « biomasse » sont différentes en fin de semaine. Les concentrations maximales sont enregistrées, le week-end, et sont plus importantes le dimanche. Cela s'explique par un plus grand recours au chauffage au bois le week-end que la semaine.

Les profils moyens journaliers des concentrations de carbone suie « fossile » et « biomasse » sont présentés en Figure 46.

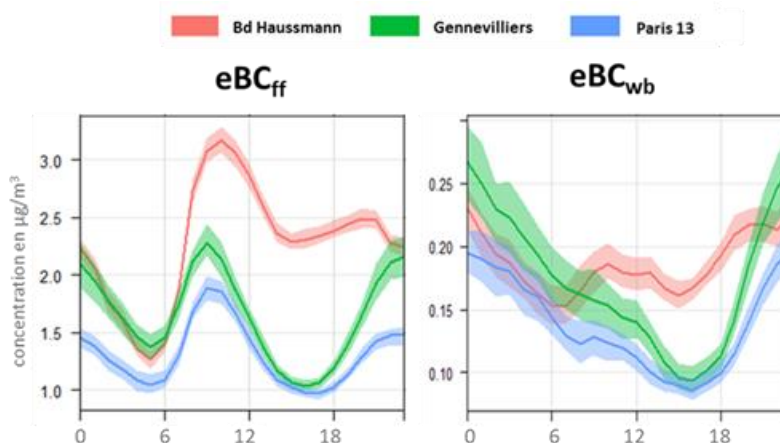


Figure 46 : profils moyen journaliers de l'eBCff et de l'eBCwb sur la période 2017-2019.

Les profils moyens journaliers du carbone suie issu de la combustion d'hydrocarbures sont marqués, quel que soit le site de mesure, par un pic plus important le matin (entre 6h et 12h), en lien avec le trafic.

Le cycle journalier des polluants primaires est en effet largement gouverné par les conditions dispersives, en particulier la hauteur de couche limite, qui détermine le volume d'air dans lequel les polluants vont se disperser et les émissions. Cette hauteur de couche limite est généralement minimale le matin et, dans une moindre mesure, le soir, et elle est maximale en milieu de journée. A l'évolution de ces conditions dispersives, se rajoutent le cycle des émissions du trafic routier, avec un maximum d'émissions à l'heure de pointe du matin, au moment où les conditions de dispersion sont les plus défavorables, et un pic le soir, moins intense et plus étalé, dû à la baisse de la hauteur de couche limite associée à l'étalement des heures de retour travail-domicile en Île-de-France.

Les concentrations maximales de carbone suie issu de la combustion de biomasse sont enregistrées entre 18h et 6h. **En période hivernale, le chauffage au bois est utilisé plus généralement en début de soirée jusqu'au matin.** Le cycle journalier est plus marqué sur le site de Gennevilliers que dans Paris intra-muros.

2.3.3. Le Carbone organique

Le suivi du carbone organique est réalisé en parallèle du carbone élémentaire par prélèvement journalier depuis 2012.

Les concentrations moyennes annuelles de carbone organique, enregistrées de 2012 à 2019 sur le site de Paris 13^{ème} sont présentées en Figure 47.

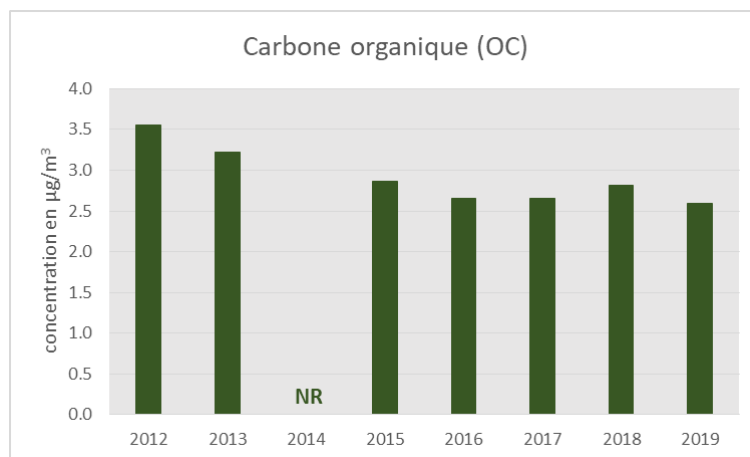


Figure 47 : concentration moyenne de carbone organique de 2012 à -2019 sur le site de fond Paris 13^{ème}.

Entre 2012 et 2019, les concentrations moyennes de carbone organique montrent une diminution de plus de 25 %. Cette cependant cette diminution n'est pas linéaire certainement dû à La complexité de la matière organique que constitue le carbone organique.

L'évolution des concentrations moyennes mensuelles sur 2012-2019 du carbone organique est présentée en Figure 48.

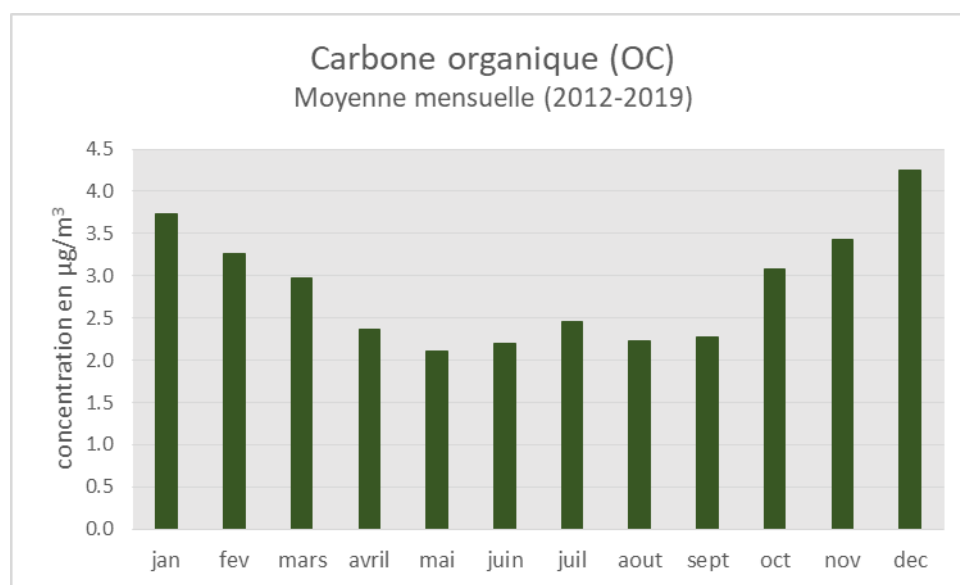


Figure 48 : concentrations moyennes mensuelles du carbone organique sur la période 2012-2019.

Les moyennes mensuelles de carbone organique les plus élevées sont enregistrées en période hivernale (d'octobre à mars), les niveaux minimums sont observés en mai et septembre. Les concentrations légèrement plus élevées les mois d'été peuvent être liées à la formation de composés organiques secondaires à partir des Composés Organiques Volatils d'origine biogénique notamment.

Au-delà de ces mesures, la mesure en continu du carbone élémentaire et du carbone organique permet de comparer les résultats suivant la méthode de mesure et consolider les différents coefficients se trouvant dans la littérature telle que le ratio entre la matière organique (OM) et le carbone organique (OC) ou le ratio entre le carbone élémentaire (CE) et le « Equivalent Black Carbon » (eBC).

2.3.4. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Airparif assure également la surveillance permanente d'autres composés particuliers spécifiques, tels que les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).

Le détail des concentrations par station en 2019 (Figure 49) montre que **des différences de concentrations en benzo(a)pyrène peuvent être observées entre les sites de fond**. Elles peuvent s'expliquer par des variations d'émissions locales, en particulier celles associées à la combustion du bois en chauffage individuel ou à des brûlages non contrôlés à l'air libre (déchets verts, ...), plus importantes en zone résidentielle de proche banlieue (illustrées par les niveaux mesurés par les stations de Gennevilliers et d'Argenteuil) et en grande couronne francilienne (comme le montre le site de Pommeuse) que dans Paris et ses communes limitrophes. Le site périurbain de Pommeuse (77), représentatif d'une zone résidentielle consommatrice de bois de chauffage en grande couronne [Airparif, Octobre 2015], enregistre les plus importantes concentrations de BaP en situation de fond. Le site trafic Boulevard Périphérique Est enregistre des niveaux légèrement supérieurs à ceux mesurés à Gennevilliers ou à Argenteuil.

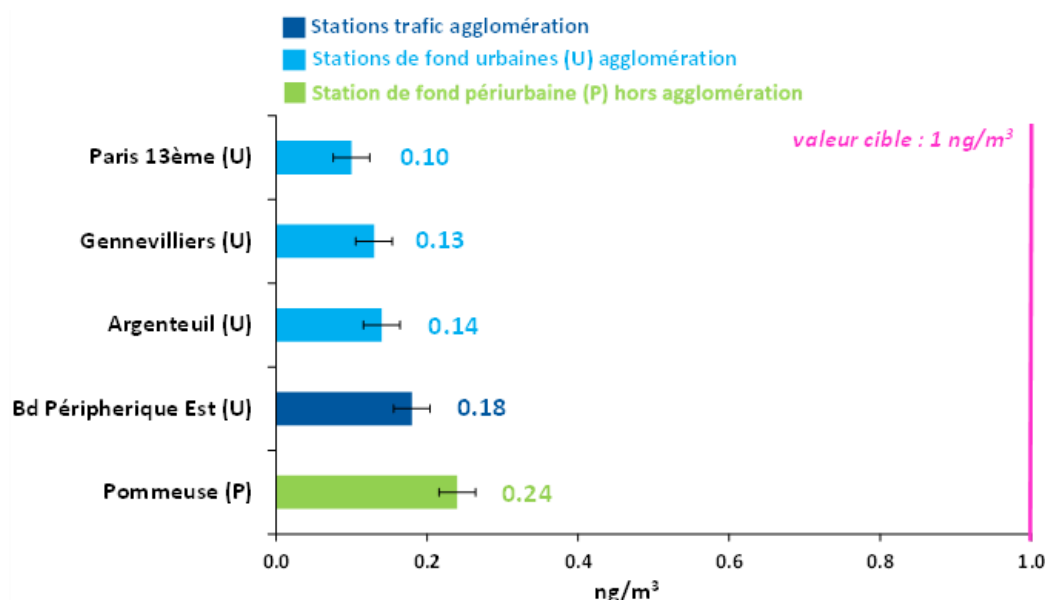


Figure 49 : concentrations moyennes annuelles de benzo(a)pyrène (BaP) en Ile-de-France en 2019

La valeur cible européenne (fixée à 1 ng/m³) est largement respectée sur l'ensemble des sites de mesure d'Airparif.

Une baisse des niveaux de BaP est observée à proximité du trafic routier entre 1999 et 2019 (-87 %), en lien avec le renouvellement progressif du parc roulant. En revanche, aucune tendance nette ne se dégage en situation de fond (Figure 50). Les concentrations de fond en benzo(a)pyrène (BaP) fluctuent d'une année à l'autre. Ces fluctuations sont en partie liées aux variations météorologiques interannuelles. Ce paramètre est particulièrement sensible pour l'évolution des émissions de HAP associées au chauffage au bois. Ce combustible est en effet particulièrement émetteur de HAP. Le secteur résidentiel et tertiaire, essentiellement du fait de la combustion de la biomasse dans les installations domestiques, représente 45 % des émissions de HAP en Île-de-France [Airparif, 2014].

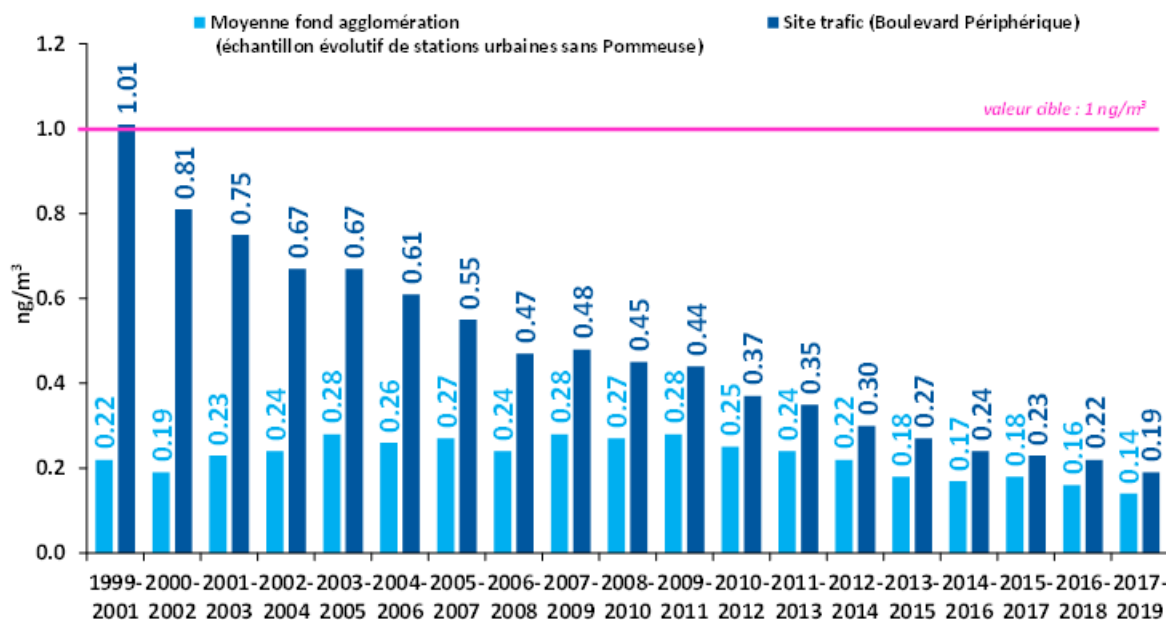


Figure 50 : évolution de la concentration moyenne sur 3 ans de benzo(a)pyrène (BaP) dans l'agglomération parisienne sur un échantillon évolutif de stations urbaines de fond et en site trafic (le long du Boulevard Périphérique) de 1999-2001 à 2017-2019

Les niveaux maxima journaliers fluctuent également d'une année à l'autre (Figure 51). En 2019, les plus fortes teneurs journalières de benzo(a)pyrène ont été comprises entre 1.5 (BP Est) et 3.5 ng/m³ (fond hors agglomération). Les teneurs maximales en BaP enregistrées en 2018 font partie des plus faibles de l'historique, lié à des épisodes de pollution particulaire peu nombreux en période hivernale et moins intenses que les années précédentes et qu'en 2019.

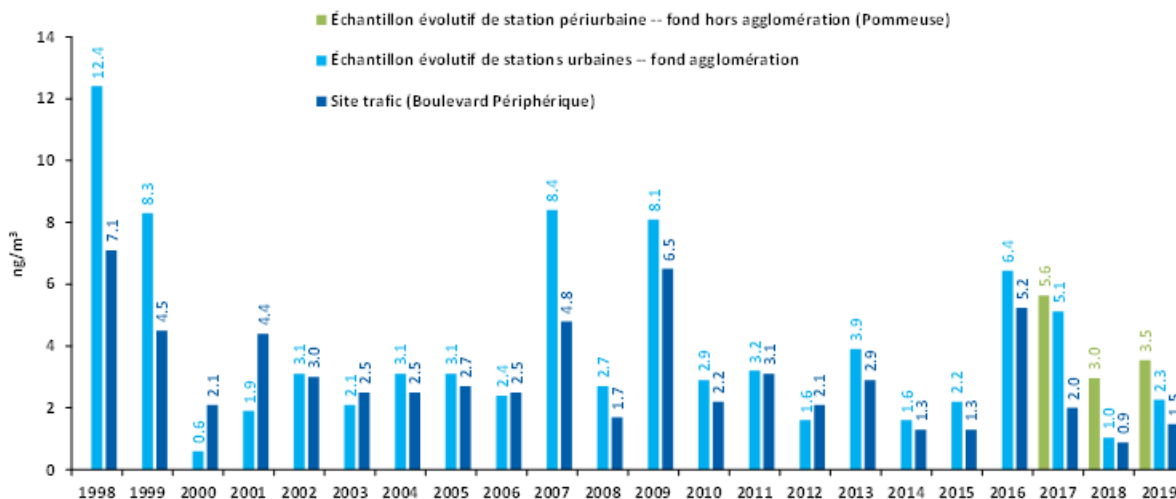


Figure 51 : évolution de la concentration maximale journalière de benzo(a)pyrène (BaP) en et hors agglomération parisienne et à proximité du trafic routier (le long du Boulevard Périphérique) de 1998 à 2019

La directive européenne 2004/107/CE du 15 décembre 2004 demande à chaque État membre de mesurer en plus du benzo(a)pyrène, au minimum six autres HAP : benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène et dibenzo(a,h)anthracène. Pour ces polluants, il n'existe pas de seuils réglementaires. Airparif mesure, en plus du benzo(a)pyrène, 7 HAP dont les 6 cités dans la directive européenne.

Les teneurs moyennes mesurées en 2019 sont mentionnées en Figure 52.

Teneurs moyennes annuelles en ng/m ³	Stations de fond						Station trafic Boulevard Périphérique Est
	urbaine				Moyenne agglomération fond	périurbaine Pommeuse	
	Paris 1er Les Halles	Paris 13e	Gennevilliers	Argenteuil			
BENZO(a)PYRENE (BaP)	nr	0.09	0.14	0.15	0.13	0.31	0.17
BENZO(a)ANTHRACENE (BaA) ^(*)	nr	0.06	0.10	0.12	0.09	0.22	0.17
BENZO(b)FLUORANTHENE (BbF) ^(*)	nr	0.14	0.20	0.21	0.18	0.36	0.23
BENZO(g,h,i)PERYLENE (BghiP)	nr	0.13	0.19	0.17	0.16	0.28	0.25
BENZO(j)FLUORANTHENE (BjF) ^(*)	nr	0.08	0.12	0.13	0.11	0.23	0.13
BENZO(k)FLUORANTHENE (BkF) ^(*)	nr	0.06	0.09	0.10	0.08	0.18	0.10
DIBENZO(ah)ANTHRACENE (dB) ^(*)	nr	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
INDENO(1,2,3-c,d)PYRENE (IP) ^(*)	nr	0.12	0.16	0.16	0.15	0.30	0.16
Total 8 HAP mesurés	nr	0.70	1.00	1.10	0.90	1.90	1.20

Figure 52 : concentrations moyennes annuelles des huit HAP mesurés en Île-de-France en 2019

Le réseau de surveillance observe une baisse des niveaux en HAP à court et à long terme le long du trafic routier sur la région Ile-de-France alors qu'une stabilité est à noter en situation de fond urbain et en zone rurale, avec néanmoins des différences importantes selon les sites en lien notamment avec l'utilisation du chauffage au bois individuel ou de brûlages non contrôlés à l'air libre.

2.3.5. Les Métaux

Le plomb est mesuré et réglementé de longue date. Les autres métaux lourds (arsenic, cadmium, nickel) sont réglementés depuis 2004 (directive HAP-métaux).

2.3.5.1. Plomb (Pb)

Le plomb, qui a progressivement disparu des carburants à partir de 2000, a vu ses teneurs diminuer de manière très importante en 15 ans (-97 % entre 1991 et 2005) (Figure 53). De ce fait, le plomb ne représente plus un indicateur pertinent du trafic routier. Sa mesure a ainsi été arrêtée sur le site de la Place Victor Basch fin 2005. En situation de fond, où la mesure est assurée depuis 2002, les teneurs sont, chaque année, très faibles, et voisines des limites de quantification. La valeur limite et l'objectif de qualité (fixés à 0,5 et 0,25 µg/m³, respectivement) sont tous deux très largement respectés, la moyenne 2019 étant 25 à 50 fois inférieure aux normes. Le même constat est également observé au voisinage des sites industriels de Limay et de Bagneaux-sur-Loing.

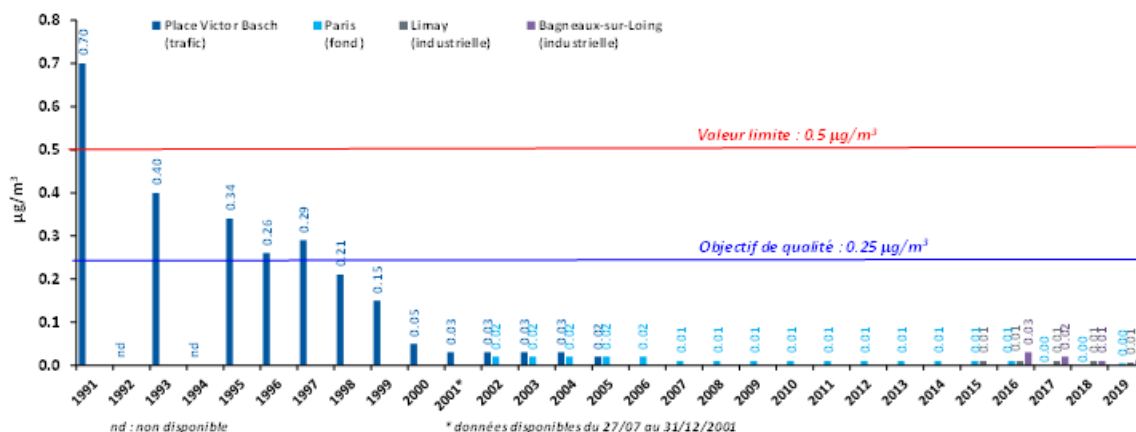


Figure 53 : évolution de la concentration moyenne annuelle de plomb (Pb) sur les stations de la Place Victor Basch (trafic), à Paris (fond), à Limay et à Bagneaux-sur-Loing (sites industriels) de 1991 à 2019

2.3.5.2. Arsenic (As)

Après une forte baisse enregistrée entre 2007 et 2008 (~50 %), les teneurs en arsenic montraient une tendance à la hausse de 2008 à 2011 en situation de fond. L'année 2012 a mis fin à cette hausse. Les niveaux sont globalement stables sur les 10 dernières années (Figure 54), à l'exception de la **station industrielle de Bagneaux-sur-Loing**. **Sur la période 2016-2019, les niveaux d'arsenic mesurés sont en hausse, et ont légèrement dépassé la valeur cible, fixée à 6 ng/m³ en 2019.** Installées sur le territoire communal de Bagneaux-sur-Loing (77), les usines Keraglass et Corning SAS sont spécialisées dans la fabrication de verres spéciaux (verre vitrocéramique, verres de lunettes et d'optique, respectivement). Cette production industrielle est émettrice de métaux lourds, et plus particulièrement de plomb et d'arsenic. À proximité de l'entreprise Keraglass, des émissions importantes d'arsenic ont été ponctuellement mesurées dans l'air ambiant. Ce site industriel est le premier émetteur d'arsenic en France. Il est à noter que ces émissions peuvent varier fortement d'une année à l'autre en fonction des productions.

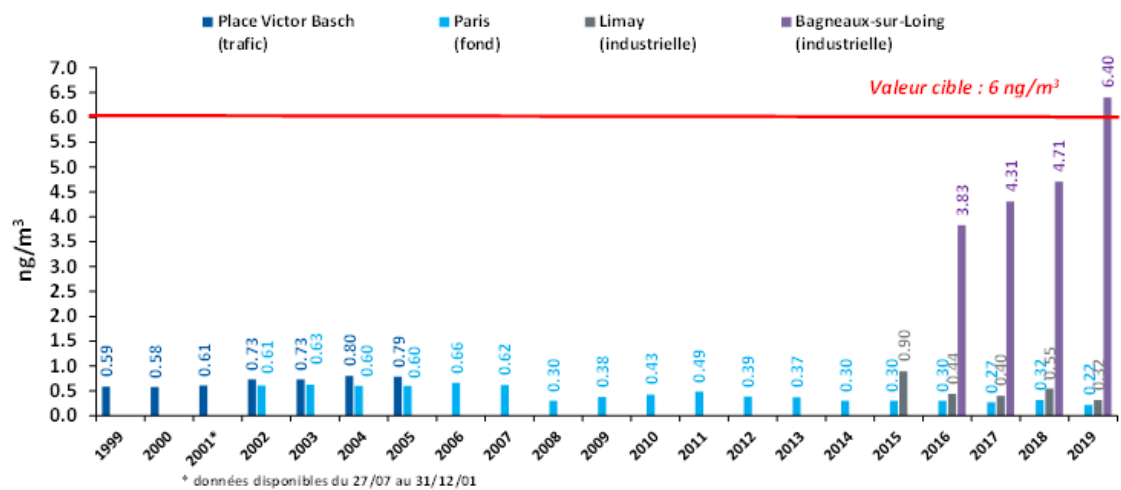


Figure 54 : évolution de la concentration moyenne annuelle d'arsenic (As) sur les stations de la Place Victor Basch (trafic), à Paris (fond), à Limay et Bagneaux-sur-Loing (sites industriels) de 1999 à 2019

2.3.5.3. Cadmium (Cd)

Pour le cadmium, les teneurs moyennes annuelles montrent une baisse en fond comme au voisinage du trafic routier entre 1999 et 2005 (Figure 55). Sur la période 2008-2014, les niveaux de cadmium ne montrent pas de tendance nette. Depuis 2015, les concentrations de fond en cadmium tendent à stagner, avec des niveaux environ 50 fois inférieurs à la valeur cible européenne (fixée à 5 ng/m³), malgré une légère hausse en 2019. Le site industriel de Limay présente également des niveaux stables. Le site industriel de Bagneaux-sur-Loing enregistre un niveau moyen annuel en cadmium en légère baisse. **Ces valeurs sont très largement inférieures à la valeur cible de 5 ng/m³.**

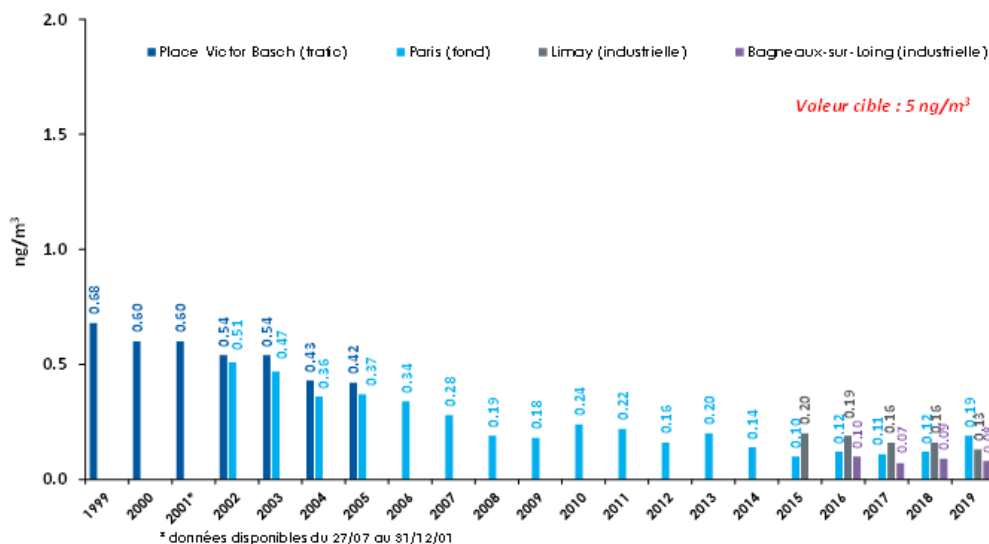


Figure 55 : évolution de la concentration moyenne annuelle de cadmium (Cd) sur les stations de la Place Victor Basch (trafic), à Paris (fond), à Limay et à Bagneaux-sur-Loing (sites industriels) de 1999 à 2019.

2.3.5.4. Nickel (Ni)

Des mesures de nickel sont disponibles depuis 2007 sur la station de référence de Paris 1^{er} Les Halles jusqu'en 2010, puis sur la station de fond de Paris 18^{ème}. Entre 2007 et 2019, les concentrations moyennes annuelles en fond sont comprises entre 0.92 et 2,6 ng/m³, soit des teneurs de 8 à près de 20 fois inférieures à la valeur cible (fixée à 20 ng/m³) (Figure 56). Sur les 4 dernières années, seule la station industrielle de Bagneaux-sur-Loing enregistre une hausse des concentrations moyennes annuelles en nickel.

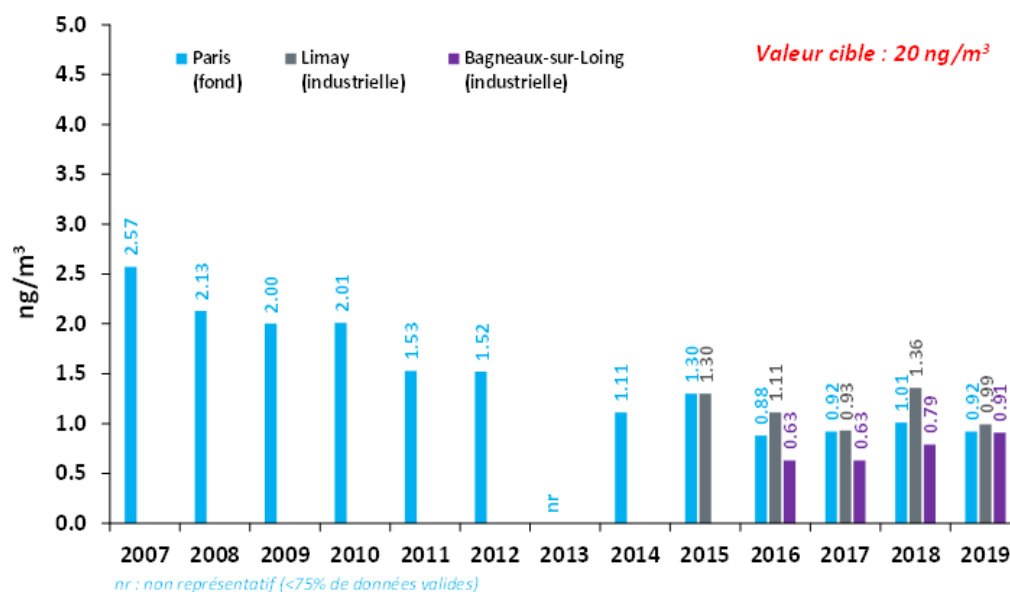


Figure 56 : évolution de la concentration moyenne annuelle de nickel (Ni) à Paris (fond) de 2007 à 2018 à Limay (industrielle) de 2015 à 2018 et à Bagneaux-sur-Loing de 2016 à 2019

2.3.5.5. Mercure (Hg)

Le mercure n'est pas mesuré de manière permanente en Ile-de-France. Une campagne de mesure Airparif a été menée en 2010 autour de deux émetteurs notables de ce polluant : le centre d'incinération de déchets ménagers de Créteil et le crématorium du Père Lachaise à Paris. Les niveaux moyens de mercure mesurés dans l'air au cours de cette étude étaient faibles (de l'ordre de 1,7 ng/m³) et représentatifs des teneurs relevées plus généralement sur le territoire français [Airparif, 2010].

3. L'ORIGINE DES PARTICULES FRANCILIENNES

Le suivi de l'évolution de la composition des particules est une information indispensable pour améliorer la compréhension des phénomènes particulaires et leur modélisation, afin de mieux les anticiper. C'est un outil précieux d'aide à la décision pour la mise en place des politiques publiques, aussi bien lors des épisodes de pollution, pour la mise en œuvre de mesures d'urgence, que pour orienter la mise en œuvre de mesures de réduction pérennes visant à limiter les niveaux chroniques. En effet, la définition et la mise en place de plans d'actions nécessite **l'identification de mesures appropriées pour faire baisser les teneurs en particules dans l'environnement et donc une bonne connaissance de la responsabilité des différentes sources de particules**. La principale difficulté est la relation complexe entre les émissions (la quantité de particules rejetées dans l'atmosphère) et les concentrations dans l'air (la teneur en particules dans l'air que l'on respire), qui dépendent de nombreux autres facteurs, notamment météorologiques et chimiques.

Dans ce contexte, une étude a été menée par Airparif en partenariat avec le LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement), sous l'égide d'un comité scientifique européen et national. Elle visait à **définir la contribution des différentes sources de particules aux niveaux observés dans la région, ainsi que les différents niveaux géographiques responsables (local ou import)** (Airparif, 2011 ; Gherzi et al, 2010 ; Gherzi et al 2012).

Cette étude est basée sur la méthodologie de Lenschow (Lenschow et al., 2001), qui repose sur l'hypothèse d'additivité des niveaux (import, fond urbain et trafic local). Il est considéré que les concentrations atmosphériques de particules résultent d'un niveau de fond régional, constitué essentiellement de particules importées à plus ou moins grande échelle, auquel se rajoutent des particules produites localement dans la zone urbaine. Dans cette contribution locale, on peut distinguer le niveau de fond, résultant des différentes activités urbaines, et les particules liées spécifiquement au trafic routier mesurées à proximité immédiate des axes de forte circulation. La méthodologie se décline en deux phases :

- La détermination de l'origine géographique des particules, composé par composé.
- L'estimation des contributions des principales sources d'émissions aux concentrations en particules aux différentes échelles géographiques, réalisée en couplant les profils de composition chimique avec les inventaires d'émissions adaptés aux zones géographiques qu'ils sont censés représenter. Cet exercice permet de prendre en compte les particules secondaires dans l'estimation des sources de particules, contrairement aux inventaires d'émissions, qui recense uniquement les sources primaires.

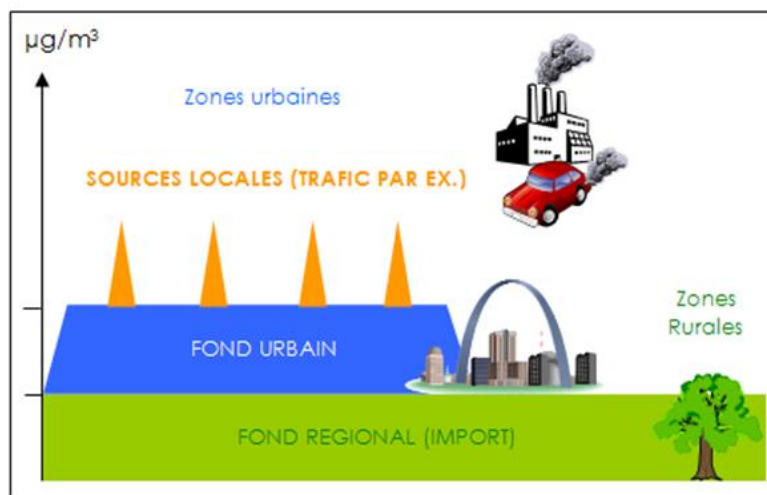


Figure 57 : Schéma du profil des concentrations de particules PM_{2.5} dans l'air ambiant selon la méthode de Lenschow

Ces travaux ont également fait l'objet de la thèse de Michaël Bressi, qui a permis, à partir du même jeu de données, l'identification des sources de particules et de leur origine géographique en utilisant un modèle récepteur de type PMF (Positive Matrix Factorization) (Bressi et al, 2014). La base de données ainsi constituée a également permis d'évaluer la capacité des modèles de chimie transport à simuler les différentes espèces chimiques mesurées en fond urbain, dans le cadre d'une thèse menée au LISA (Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques) (Petetin et al, 2014 a et 2014b).

Ces travaux ont permis d'apporter une caractérisation des composantes chimiques des PM_{2.5} sur une année complète, à l'échelle de la région, et une première évaluation de leurs sources et de leur origine géographique. Ses principales limites sont la faible résolution temporelle (échelle journalière), et la technique de prélèvement sur filtre qui présente des artefacts, notamment sur la mesure des composés semi-volatils. La méthodologie mise en œuvre n'a pas permis de donner des informations sur les sources de particules secondaires, en particulier sur la matière organique.

Avec les avancées technologiques et l'arrivée de la mesure en temps réel de la composante chimique majeure des particules (ACSM et Aethalomètres), des analyses plus poussées ont pu être menées à travers plusieurs projets de recherche, qui ont permis de confirmer les conclusions de l'étude Particules et d'approfondir la connaissance des sources et de l'origine des particules fines en Ile-de-France.

Le programme européen MEGAPOLI (Megacities : Emissions, urban, regional and Global Atmospheric Pollution and climate effects, and Integrated tools for assessment and mitigation) a permis d'étudier l'influence du panache de pollution parisien et de l'import, à l'aide de mesures à fine résolution temporelle et en temps réel. Il a également permis de caractériser les sources majeures de la matière organique particulaire et ses différents états d'oxydation. Néanmoins, la période d'expérimentation limitée (2 mois de campagne d'un mois (été 2009 et hiver 2010), n'est pas représentative de l'année complète. Ce programme, qui comportait un important volet Modélisation, a également permis une meilleure prise en compte des composés organiques semi-volatils dans le modèle Chimère (Zhang et al, 2013).

Le programme Francipol (LSCE/Airparif, 2013), avait pour objectif de caractériser les précurseurs gazeux (organiques et inorganiques) des particules fines et d'en déterminer les niveaux, variabilités, sources et origines géographiques (locale ou importée). Ces mesures ont également permis une évaluation du modèle CHIMERE pour ces espèces gazeuses.

Le programme Prequalif (Programme pluridisciplinaire de REcherche sur la QUALité de l'air et ses Impacts en île de France - (2011-2013), a permis d'améliorer les connaissances sur les sources en

expérimentant l'utilisation de l'ACSM implanté au SIRTÀ, à Gif-sur-Yvette, pour caractériser en temps réel la composition chimique des particules fines. L'objectif de ce programme était également de construire un réseau de mesure du BC en Ile-de-France afin de permettre d'approfondir la connaissance des sources de particules carbonées et leur variabilité spatiale et temporelle. Ce projet a été poursuivi par le programme Rebecca, qui a conduit à la mise en opérationnel du réseau actuel de mesure du BC en Ile-de-France. En outre, ce projet a permis d'apporter des éléments sur la caractérisation de la source Hors échappement des particules à proximité du trafic routier.

Les mesures de composition chimique en temps réel ont également permis une analyse des sources de particules à plus fine échelle temporelle, sur une longue période (Juin 2011-Mai 2013), intégrant des épisodes de pollution sur une fraction plus fine (PM1) et en ciblant la matière organique dans la thèse de Jean-Eudes Petit (Petit et al., 2014).

3.1. L'ORIGINE DES NIVEAUX MOYENS DE PARTICULES

3.1.1. L'origine géographique des PM_{2.5} franciliennes

L'étude Particules s'est principalement concentrée sur les concentrations en PM_{2.5} mesurées à proximité du trafic routier, où les concentrations sont les plus importantes et dépassent les valeurs réglementaires. En moyenne annuelle, l'estimation de l'origine géographique des concentrations de particules PM_{2.5} mesurées sur le site de proximité au trafic du boulevard périphérique Porte d'Auteuil est la suivante :

- **Environ 60 % de la concentration annuelle de PM_{2.5} mesurées sur le site du boulevard périphérique porte d'Auteuil est francilienne : près de 45 % est une conséquence de l'impact direct du trafic à ce niveau du boulevard périphérique et 15 % provient de la pollution générale de l'agglomération parisienne (le fond urbain). La proportion liée à l'axe routier est d'autant plus importante que le trafic sur l'axe est chargé. C'est sur ces parts que des actions locales peuvent agir.**
- **40 % des niveaux de PM_{2.5} mesurées sur le site trafic du boulevard périphérique porte d'Auteuil proviennent de l'import, c'est-à-dire de particules produites hors de l'agglomération parisienne. Des actions nationales et européennes doivent être envisagées pour réduire cette part. Cette proportion est probablement maximalisée par l'hypothèse de Lenshow**, qui considère que des concentrations homogènes sur l'Ile-de-France indiquent un import de particules. Or, ces concentrations peuvent également résulter de conditions météorologiques propices à la formation locale d'aérosols inorganiques secondaires sur de larges zones géographiques.

La Figure 58 présente la contribution des sources à la concentration moyenne annuelle de PM_{2.5}.

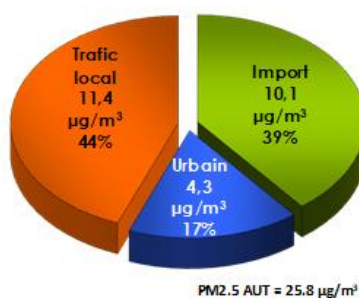


Figure 58 : Origine géographique moyenne des particules PM_{2.5} mesurées à proximité directe du Boulevard périphérique Porte d'Auteuil

En situation de fond, les deux études montrent que l'import de particules a une forte contribution aux concentrations de particules PM_{2,5} de l'ordre de 70% (Figure 59).

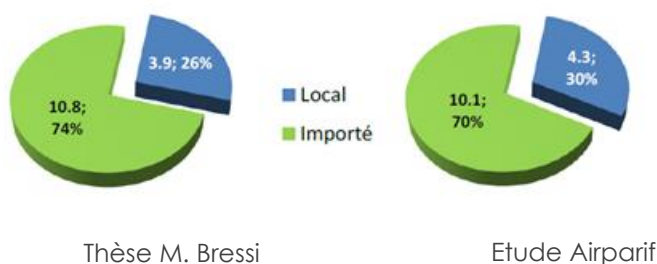


Figure 59 : Proportions de PM_{2,5} émises localement et importées en Ile-de-France (Bressi et al., 2013)

Cette répartition varie cependant selon la composition des particules. Ainsi, une analyse spécifique de l'origine géographique de la matière carbonée a permis d'évaluer que **95 % du carbone élémentaire mesuré sur le site du boulevard périphérique est produit localement par le trafic routier local et le fond urbain** (Figure 60). **En situation de fond, on estime que les sources locales contribuent aux 2/3 de la concentration moyenne de carbone élémentaire.** Cette estimation a été confirmée par les travaux d'Hervé Petetin, réalisés à l'aide du modèle Chimere (Petetin et al, 2014), ainsi que par les programmes Francipol et Prequalif.

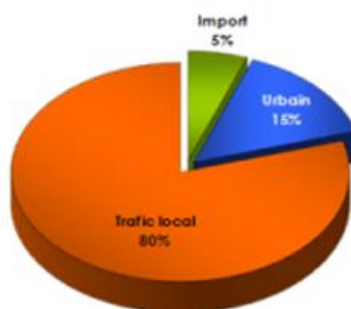


Figure 60 : Origine géographique moyenne du carbone élémentaire mesuré à proximité directe du boulevard périphérique porte d'Auteuil

L'empreinte des sources locales est moins importante pour la matière organique. Si à proximité du trafic routier, la matière organique est d'origine francilienne à 60%, la contribution urbaine n'est que de 30% aux concentrations en PM_{2,5} mesurées en situation de fond. Cette forte empreinte du fond régional dans les concentrations de matière organique est confirmée dans le programme Megapoli, qui suggère que l'aérosol organique oxygéné (OOA), utilisé dans ces études comme un traceur d'AOS, est, en été, peu impacté par les émissions anthropiques locales, et est principalement d'origine biogénique et importée (Freutel et al., 2013, Freney et al., 2014). Ces résultats sont également confirmés par les projets Prequalif, Francipol, ainsi que dans la thèse de J.-E. Petit.

A l'inverse, **les composés inorganiques secondaires ont été estimés dans cette étude à plus de 70 % d'origine extérieure à l'agglomération parisienne. Cette proportion est probablement surestimée par l'hypothèse de Lenshow.** Dans sa thèse, Michaël Bressi estime que plus de la moitié des niveaux de PM_{2,5} mesurés sur Paris étaient associés à du transport continental à moyenne ou longue distance d'aérosols organiques et inorganiques secondaires. Les résultats de travaux de simulation menés avec le modèle CHIMERE confirment que les AIS observés sur Paris durant les périodes polluées sont soit transportés, soit formés localement à partir de gaz précurseurs transportés depuis le Nord-Est de l'Europe (Sciare et al, 2010), (Petetin et al. (2014).

3.1.2. Les sources des PM_{2.5} franciliennes

La Figure 61 présente l'estimation de la contribution moyenne annuelle des sources de PM_{2.5} mesurées en situation de fond parisien dans les deux études citées précédemment.

Ces études confirment l'importance **des sources de combustion**. Elles mettent également en évidence la forte contribution des **sources de précurseurs de composés inorganiques secondaires, qui représentent la source principale de PM_{2.5} hors influence directe du trafic routier**. Cette contribution n'est pas recensée dans les inventaires des émissions de particules primaires.

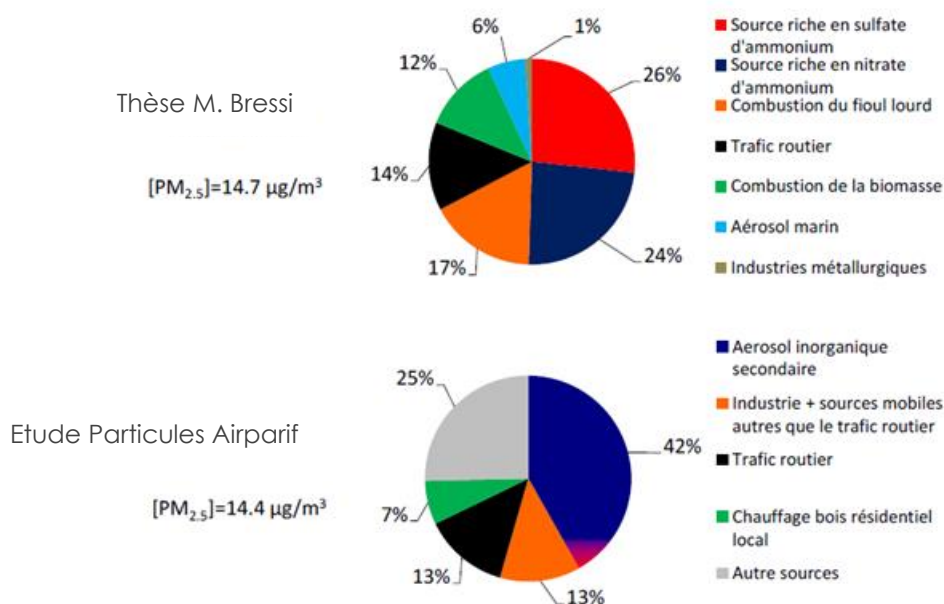


Figure 61 : Comparaison entre la contribution moyenne annuelle des sources des PM_{2.5} du site urbain parisien déterminée par le LSCE (par PMF) et par Airparif (par un couplage chimie/inventaire des émissions).

3.1.2.1. Le trafic routier

La contribution du trafic routier aux concentrations de fond des PM_{2.5} est estimée dans les deux études à 13% (étude Particules) et 14% (thèse M. Bressi) de la masse des PM_{2.5} en moyenne. Elle comprend des particules émises directement par l'échappement des véhicules, ou par des processus d'abrasions divers et est presque uniquement composée de matière carbonée (en masse). Cette source est émise localement, même si les conditions météorologiques (ex. faibles hauteurs de couche de mélange) associées aux masses d'air provenant du sud de l'Ile-de-France augmentent sa contribution. **A proximité directe du trafic routier, cette source contribue à environ 50% des concentrations en PM_{2.5} mesurées, dont 90% d'origine francilienne. C'est également le cas pour les PM₁₀.**

La contribution du trafic routier à la formation des particules secondaires reste à améliorer, notamment sur une meilleure prise en compte des émissions d'ammoniac par le trafic routier, impliqué dans la formation d'aérosols inorganiques secondaires. Des études montrent également que les véhicules essence récents seraient fortement émetteurs de composés organiques semi-volatils (COSV) qui sont des précurseurs de particules (Platt et al., 2013).

Outre sa contribution en tant que source de combustion, **le trafic routier contribue également aux concentrations en particules par les phénomènes d'abrasion des pneus, de la route et des freins, ainsi que par la remise en suspension**. A mesure de l'amélioration technologique des véhicules et de la diminution des émissions de particules à l'échappement, la part des émissions liées à l'abrasion des

routes, pneus et freins (pour l'ensemble des véhicules) devient prépondérante, puisqu'elle ne diminue pas (OCDE, 2020). Ainsi, la part des émissions de PM₁₀ à l'échappement des véhicules diesel, les plus contributeurs, est passée de 63% en 2005 à 33% en 2017. **La part des émissions de PM₁₀ dues à l'abrasion (pour tous les véhicules) est ainsi passée de 33% en 2005 à 65% en 2017.** Selon le même principe, la part d'émissions de PM_{2,5} dues à l'abrasion est de 49% en 2017 (Airparif, 2020).

L'étude Particules a estimé que la part de « Non-échappement » représentait de l'ordre de 5% à 25% des concentrations de particules issues du trafic routier local mesurées en 2010, respectivement à proximité des sites du Boulevard Périphérique et du boulevard Haussmann. Cette différence importante peut s'expliquer par de nombreux facteurs influençant la remise en suspension, comme la nature et l'état du revêtement, la configuration de la route, le type de véhicules, mais également par la présence de nombreux feux de signalisation, qui conduit à de nombreux arrêts/redémarrages et augmente ainsi l'abrasion des pneus et de la route.

Peu de données sont disponibles pour évaluer la part de Non-échappement liée au trafic routier. Dans cette étude, une méthode approchée a donc été utilisée. Cette méthode consistait à considérer que les particules issues de l'abrasion ou de la remise en suspension étaient composées uniquement des poussières minérales mesurées sur le site trafic. Cette méthode induit une sous-estimation sachant que des composés carbonés sont aussi présents dans les particules issues du Non-échappement (US-EPA, 2004). Ne pouvant quantifier cette part parmi les espèces carbonées, seules les poussières minérales ont été considérées pour ce secteur.

Cette part de « Non-échappement » est plus importante encore pour les PM₁₀ puisque la remise en suspension se situe principalement dans le mode grossier (entre 2.5 et 10 µm). Cette étude a ainsi montré que cette fraction grossière était composée à 50% de poussières minérales et que les poussières minérales, qui peuvent largement être imputées, sur le site trafic, aux émissions hors échappement (remise en suspension...) représentent 14 % de la masse totale de PM₁₀ mesurées à proximité du trafic routier.

La quantification précise de la fraction Hors échappement par le trafic a fait l'objet d'une étude spécifique, dans le cadre du programme « Prequalif ». Cette étude, menée en 2013 par le CETE-IF en partenariat avec l'INERIS, AIRPARIF, le LSCE et l'IDAEACISC a permis d'étudier spécifiquement la contribution de la remise en suspension des particules et du salage sur les niveaux de particules mesurés à proximité immédiate du trafic routier (CETE-IF, 2013). Pour ce faire, une analyse statistique par le modèle PMF USEPA a été menée à partir de données chimiques de particules prélevées sur la station trafic Porte d'Auteuil du réseau de mesure d'Airparif pendant 1 an (avril 2012 - avril 2013).

Sur le site trafic de Porte d'Auteuil, cette approche a fait apparaître 7 sources, **dont les deux principales sont les sources trafic (30% chacune). La première est attribuée aux émissions de trafic directes (forte teneur en carbone et en métaux automobiles) et la seconde aux émissions de trafic indirectes, qu'est la remise en suspension** (forte teneur en métaux automobiles et terrigènes mais une teneur en carbone plus faible bien qu'importante). Cependant, la part des particules dues à l'abrasion au sein des véhicules n'est pas dissociée de ces sources trafic. Par ailleurs, une source de sels marins est également déterminée, dont la contribution est estimée à 7% de la concentration moyenne en PM₁₀, sans distinction entre la contribution du salage des routes et de l'apport atmosphérique océanique.

Afin de mieux séparer les sels de mer et les sels de route et améliorer l'estimation de la source trafic, le modèle SoFi, (Source Finder) a été utilisé. Ce modèle, basé sur le même principe statistique de détermination des sources que le modèle PMF USEPA, permet de contraindre certaines sources dès lors que l'opérateur est certain de leur présence et est à même de fournir leur profil chimique comme données d'entrée du modèle. Des particules déposées sur la chaussée du boulevard périphérique au niveau de la station de mesure Porte d'Auteuil ont été prélevées et analysées, avec l'aide du laboratoire espagnol IDAEA-CISC, afin de déterminer le profil de la source remise en suspension (Amato et al., 2016). De même, un échantillon de sel de salage utilisé par la Mairie de Paris a été recueilli et analysé et le profil de sels de mer a été déterminé à partir de la composition chimique de l'eau de mer trouvé dans la littérature.



Figure 62 : Prélèvements filtres sur les différentes voies de circulation du Boulevard Périphérique

En introduisant ces trois contraintes dans le traitement de données, la solution proposée par le modèle SoFi indique 3 sources trafic principales (Figure 63).

A proximité immédiate du trafic routier, la contribution du trafic est estimée par le modèle à environ 60%, et se décompose en 3 sources principales :

- **la source « Echappement »** (25-30% des PM_{10} à l'échelle annuelle), constituée essentiellement de carbone total et de quelques métaux trouvés dans les carburants
- **la source « Remise en suspension »** (15-20% des PM_{10}), riche en métaux d'origine terrigène et en métaux ayant pour origine les véhicules routiers, dont la série temporelle est inversement lié à la pluviométrie
- **la source « Abrasion »** (environ 20% des PM_{10}), dont le profil chimique est riche en métaux et la série temporelle très proche de l'échappement.

Par ailleurs, le modèle SoFi a également permis de répartir les sels marins en deux sources, à savoir sels de mer et les sels de route, dont les séries temporelles sont en accord avec l'analyse de l'origine des masses d'air et des jours de salage. Par ailleurs, la contribution des sels marins est au total de 5%, attribuables aux apports océaniques et seulement 2% aux pratiques de salage. Cette activité n'a qu'un impact très marginal sur la survenue des dépassements du seuil journalier de $50 \mu g/m^3$.

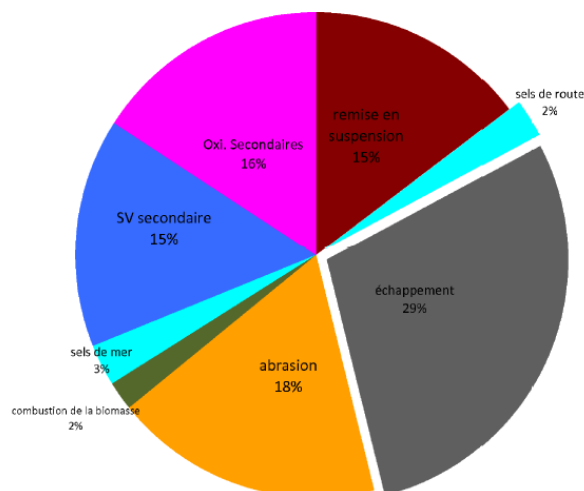


Figure 63 : Contribution des sources définies par le modèle PMF SoFi sur le site trafic d'Auteuil après correction sur la masse

3.1.2.2. La combustion de biomasse

La contribution de la combustion de la biomasse à la concentration moyenne annuelle en PM_{2.5} est estimée à 7% dans l'étude Particules. Cette contribution est importante, au regard de la consommation francilienne de bois : alors que le bois ne représente que 5 % des consommations d'énergie du secteur résidentiel⁴, il est responsable de 86 % des émissions de PM_{2.5} de ce secteur. En comparaison, le gaz naturel, dont la consommation d'énergie finale atteint presque 50 %, émet de l'ordre de 2 % des PM_{2.5} issues du chauffage résidentiel (Airparif, 2020). Par conséquent, en hiver, cette source est à l'origine de près de 30 % des PM_{2.5} produites par le fond urbain. La contribution estimée dans l'étude Particules est probablement sous-estimée. En effet, les récents travaux de mise à jour des inventaires des émissions, intégrant les résultats d'enquêtes locales sur les usages du chauffage au bois en Ile-de-France (Airparif, 2019), ont réévalué à la hausse les contributions de ce secteur aux émissions de PM_{2.5}.

Dans la thèse de M. Bressi, la contribution moyenne annuelle de cette source est estimée à 12 %. Elle comprend des aérosols primaires et secondaires provenant principalement de la combustion du bois, même si la combustion des déchets agricoles et des déchets verts n'est pas exclue. Elle est à la fois émise localement et importée du sud de la région Ile-de-France.

La contribution de cette source est très variable selon la saison. La Figure 64 présente les contributions moyennes des particules primaires issues de la combustion d'hydrocarbures (PM_{ff}) et issues de la combustion de biomasse (PM_{wb}) sur le site de fond de Gennevilliers, estimées à partir des mesures de Carbone Suie du réseau Airparif (Annexe 2).

PM_{ff} et PM_{wb} représentent la concentration massique des particules issues respectivement de la combustion d'hydrocarbures et de la combustion de biomasse au sein de la fraction PM₁₀. Les émissions primaires à l'échappement sont comprises au sein de la fraction liée à la combustion d'hydrocarbures (PM_{ff}), mais ces estimations n'intègrent pas les particules issues de l'abrasion de la chaussée, des pneus, des freins, ni l'influence de l'échappement sur la formation d'aérosols secondaires à partir des émissions de précurseurs gazeux (dont les NO_x, issus à 60 % du trafic).

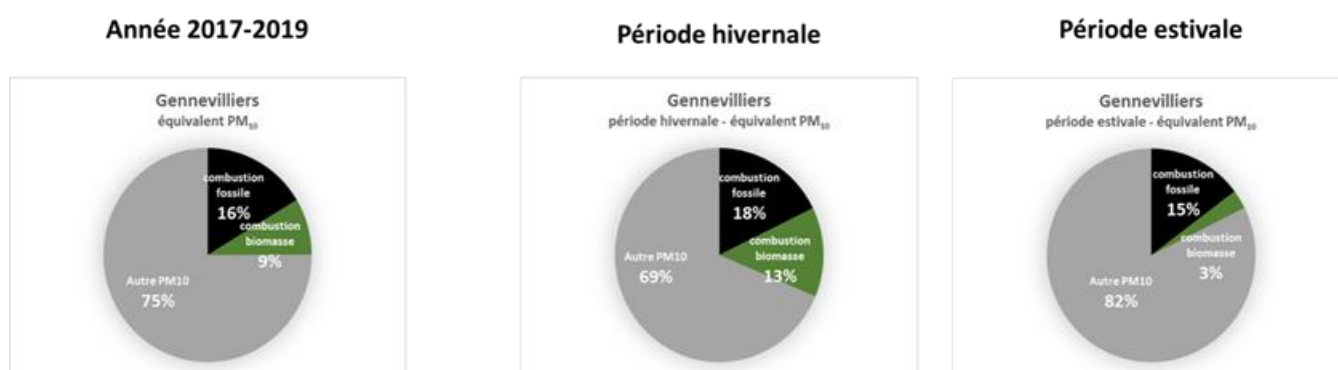


Figure 64 : contribution moyenne sur 3 ans et saisonnière des sources de combustion aux particules PM₁₀ primaires sur la période 2017-2019.

Ces mesures confirment les évaluations précédentes, et montrent que la contribution moyenne des particules primaires issues de la combustion de biomasse sur la concentration moyenne en PM₁₀ sur les 3 dernières années est d'environ 10 %.

Contrairement à la contribution du trafic, qui est à peu près constante sur l'année, la part liée à la combustion de biomasse présente une forte saisonnalité. Elle varie d'un facteur 4 entre la période

⁴ Les combustibles considérés sont les produits pétroliers, le gaz naturel et le bois

estivale et la période hivernale. Ces résultats confirment les résultats de J.-E. Petit, qui estimait un facteur 5 entre l'été et l'hiver (Petit, 2014). La contribution des particules carbonées issues de la combustion de biomasse aux concentrations de PM₁₀ peut être encore plus conséquente lors d'épisodes hivernaux de combustion (voir paragraphe 3.2.1.).

La contribution hivernale des émissions liées au chauffage au bois a également été mise en évidence dans la campagne hivernale de Megapoli (Crippa et al., 2013a & 2013b ; Healy et al., 2012 & 2013), qui pose aussi la question de l'origine locale, régionale ou importée de cette source.

3.1.2.3. Autres sources de combustion

La thèse de M. Bressi **identifie une source caractéristique de la combustion de fioul lourd**, qui contribue de manière notable aux PM_{2.5} (17 %). Elle montre une forte signature en vanadium (V) et en nickel (Ni), et provient d'activités industrielles (ex. centrale au fioul, complexe pétrochimique, etc.) et du transport maritime. Elle est principalement importée du nord de la France et de la Manche, où se trouve une forte densité d'industries, de ports et d'activités maritimes. Cette source peut être comparée aux 13% issus de la source « Industrie et source mobiles autres que trafic routier » de l'étude Particules, bien que la source Industrie considérée dans l'inventaire des émissions ne reflète pas nécessairement les mêmes activités industrielles que la source « Combustion du fioul lourd ».

Plusieurs études, dont le programme Megapoli, ont également mis en évidence la contribution d'une source liée à la cuisson, contribuant à environ 30% de la matière organique du PM₁ (Crippa et al., 2013a ; Von der Weiden-Reinmüller, 2014) à Paris intra-muros (Paris 13^{ème}). Néanmoins, les mesures restreintes à deux périodes d'un mois n'ont pas permis une caractérisation exhaustive de ces sources.

3.1.2.4. Les sources de précurseurs de composés organiques

La thèse de J.-E. Petit vient compléter ces travaux, avec une analyse détaillée des sources de matière organique sur une série de données de mesure plus longue. Sur la région, les analyses de type PMF appliquées aux données organiques issues de mesures ACSM fournissent de précieuses **informations sur l'origine des aérosols organiques**. Elles mettent en évidence la présence de 3 facteurs différents : HOA, BBOA et OOA, représentant en moyenne respectivement 22%, 19% et 59% de la fraction organique totale.

HOA (Hydrocarbon-like Organic Aerosol) : Aérosol organique hydrocarboné, caractéristique des sources de combustion anthropiques de fuel fossile, essentiellement lié au trafic routier en milieu urbain,

BBOA (Biomass Burning Organic Aerosol) : Aérosol organique traceur de combustion de biomasse,

OOA (Oxygenated-like Organic Aerosol) : Aérosol organique très oxygéné, issu d'aérosol vieilli ayant pour source le transport longue distance.

A l'échelle de l'année, près de 60% de l'aérosol organique est très oxydé (secondaire), les sources « trafic routier » et « chauffage au bois » contribuant chacune à environ 20% de l'aérosol organique.

La combinaison de ces trois facteurs OA avec les autres constituants majeurs (nitrate et sulfate d'ammonium notamment) et les deux fractions du Black Carbon (BC_{ff} et BC_{wb}) pour la réalisation d'une deuxième PMF (méthodologie PMF²) a conduit à la mise en évidence de **4 facteurs principaux** constitutifs des PM₁. Ces facteurs illustrent clairement les **sources majeures** de pollution sur la région Ile-de-France : **le chauffage au bois, le trafic routier, l'import de masses d'air âgées (transport longue-distance) et jeunes, la formation d'aérosols secondaires semi-volatiles à l'échelle régionale et supra-régionale.**

3.1.2.5. Les sources de précurseurs de composés inorganiques secondaires

Dans l'étude Particules, **les aérosols inorganiques secondaires représentent 42% des concentrations en PM_{2.5} mesurées en situation de fond**. De la même façon, la thèse de M. Bressi met en évidence deux sources, l'une riche en sulfate d'ammonium et l'autre en nitrate d'ammonium, qui contribuent à plus de la moitié de la masse des PM_{2.5} en moyenne sur toute la durée de la campagne (26 et 24%, respectivement). Elles sont composées d'aérosols organiques et inorganiques secondaires provenant d'une grande variété de sources difficiles à distinguer (transport routier, industrie, agriculture, combustion de biomasse, etc.). La contribution respective de ces sources sur la part inorganique secondaire des PM_{2.5} n'a pas pu être évaluée quantitativement par le couplage avec l'inventaire dans l'étude Particules car les processus de formation de ces composés ne sont pas linéaires. La présence d'aérosols organiques dans les deux sources identifiées expliquent notamment que le pourcentage de contribution soit plus élevé que dans l'étude Particules. Ces composés sont en grande partie issus du transport à moyenne ou longue distance en provenance du Nord-Est de l'Île-de-France.

3.2. L'ORIGINE DES EPISODES DE POLLUTION PARTICULAIRE

Le nombre d'épisode de pollution particulaire est très variable d'une année à l'autre.

La qualité de l'air dépend en effet majoritairement de l'intensité des émissions polluantes, mais également de la météorologie qui conditionne notamment la dispersion ou l'accumulation des polluants dans l'atmosphère. Vent et pluie favorisent la dispersion, le brassage et le lessivage des polluants. En revanche, les situations anticycloniques persistantes, accompagnées d'une absence de vent au sol et de situations d'inversion de température entraînent une accumulation progressive des polluants émis en Île-de-France. Le contexte météorologique peut également influencer les émissions, notamment celles liées au chauffage. En effet, des températures basses entraînent un recours plus important au chauffage, notamment au chauffage au bois et engendrent par conséquent des émissions plus importantes. À l'inverse, un hiver doux réduira les émissions de polluants. Les conditions météorologiques peuvent également placer l'Île-de-France sous l'influence d'une pollution en provenance des pays et des régions limitrophes. Les vents amènent alors des masses d'air chargées en particules et en précurseurs. Les régimes continentaux sont fréquemment associés à des conditions météorologiques favorables à la formation de particules secondaires (en particulier le nitrate d'ammonium) sur de larges zones géographiques. Dans ces conditions, la contribution des émissions franciliennes à la pollution est variable et l'Île-de-France contribue alors également aux concentrations observées dans les régions limitrophes.

Le nombre annuel d'épisodes dépend également de la réglementation. L'abaissement des seuils d'information et d'alerte pour les PM₁₀ en 2011, a entraîné artificiellement une augmentation du nombre d'épisodes enregistrés.

Les épisodes de pollution particulaire surviennent le plus généralement en période hivernale et printanière. La pollution particulaire observée lors de ces épisodes est essentiellement constituée de particules émises **à partir de sources locales** (transport, chauffage, industries, agriculture), auxquelles peuvent s'ajouter **des phénomènes d'import** inter-régional de particules, en provenance d'une bonne partie de la France et de l'Europe (Petit et al, 2015).

En raison de la complexité de formation et de composition chimique des particules, les épisodes de pollution sont divers et variés. Néanmoins, il est possible de distinguer deux grands types d'épisode :

les épisodes de type combustion hivernale et les épisodes multi-sources. D'autres types d'épisodes, plus isolés, peuvent survenir : import de particules sahariennes, éruptions volcaniques, épisodes photochimiques.

3.2.1. Les épisodes de combustion hivernale

Ces épisodes de pollution particulaire se caractérisent par **l'accumulation des émissions locales** due à des conditions météorologiques très peu dispersives (vent très faible, forte inversion de température, faible hauteur de couche de mélange), qui entraînent une augmentation progressive des concentrations de particules. De plus, ils surviennent le plus souvent en hiver, lorsque les émissions de particules dues au chauffage (notamment au chauffage au bois), viennent s'ajouter aux émissions induites par l'industrie et le trafic routier.

Pour exemple, en décembre 2016, la région Île-de-France a été touchée, comme de nombreuses agglomérations françaises et européennes (LCSQA, 2017a), par une succession d'épisodes de forte pollution atmosphérique aux particules PM₁₀. Les caractéristiques les plus marquantes de ces épisodes résident dans **l'intensité et la persistance de l'événement**, qui ont été entretenues par le maintien de conditions météorologiques stables défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques. L'Île-de-France a été marquée par 8 jours de dépassement du seuil d'information pour les particules PM₁₀. Lors des 3 premières journées de dépassement (du 30 novembre au 2 décembre 2016), **la conjonction entre les activités anthropiques majoritairement locales** (notamment induites par **le chauffage résidentiel (principalement le chauffage au bois) et le transport routier**) et l'occurrence de **conditions anticycloniques stables et froides très marquées** ont favorisé l'accumulation des polluants près du sol. En effet, **l'absence de nuages** a favorisé un refroidissement important de la surface du sol, induisant ainsi des **inversions de températures marquées et des hauteurs de couche de mélange très basses**. De plus, les **vitesse de vent très faibles** (< à 2 m.s⁻¹) n'ont pas favorisé la dispersion des polluants atmosphériques en surface.

La Figure 65 montre l'évolution temporelle de la hauteur de la couche d'atmosphère dans laquelle les polluants se mélangent (appelée couche limite ou couche de mélange) entre le 30 novembre et le 03 décembre 2016. Les 1^{er} et 2 décembre (jours durant lesquels les seuils d'alerte en particules PM₁₀ ont été dépassés), la hauteur de couche de mélange atteignait en moyenne 200 mètres d'altitude contre 500 mètres le 30 novembre.

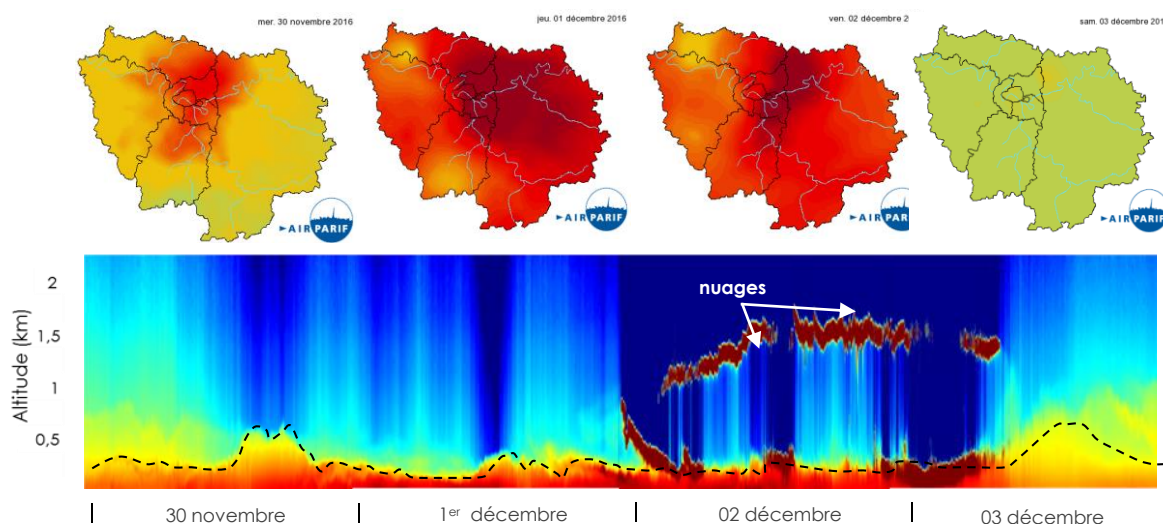


Figure 65 : Évolution temporelle du développement de la couche de mélange observée à l'aide de mesures par lidar rétrodiffusion du 30 novembre au 03 décembre 2016. Le trait pointillé noir représente la hauteur de couche de mélange (exprimée en kilomètres) Source : données Lidar - LSCE

Cette situation météorologique a entraîné **une augmentation significative des concentrations de particules PM₁₀**. Une concentration maximale de 146 µg/m³ de particules a été atteinte en moyenne journalière dans l'agglomération parisienne le jeudi 1^{er} décembre. C'est l'**un des épisodes hivernaux les plus importants de ces dix dernières années**, les précédents remontant à janvier 2009 et décembre 2007. Ponctuellement, les niveaux horaires ont atteint des records (jusqu'à 259 µg/m³).

Cet épisode de pollution est essentiellement lié à des sources **très locales** (émissions de combustion d'hydrocarbures et de biomasse).

L'analyse de la composition chimique des particules a montré **une part prépondérante de composés organiques et de carbone suie**. D'importants niveaux de HAP ont également été enregistrés en raison d'un recours accru au chauffage au bois résidentiel, à la suite de températures exceptionnellement basses. Les plus fortes teneurs journalières de benzo(a)pyrène relevées en décembre ont été comprises entre 5,2 et 6,4 ng/m³. Lors de l'épisode du 30 au 31 décembre 2019, la contribution journalière des particules issues de la combustion de biomasse était de 34 %, comme le montre la Figure 66.

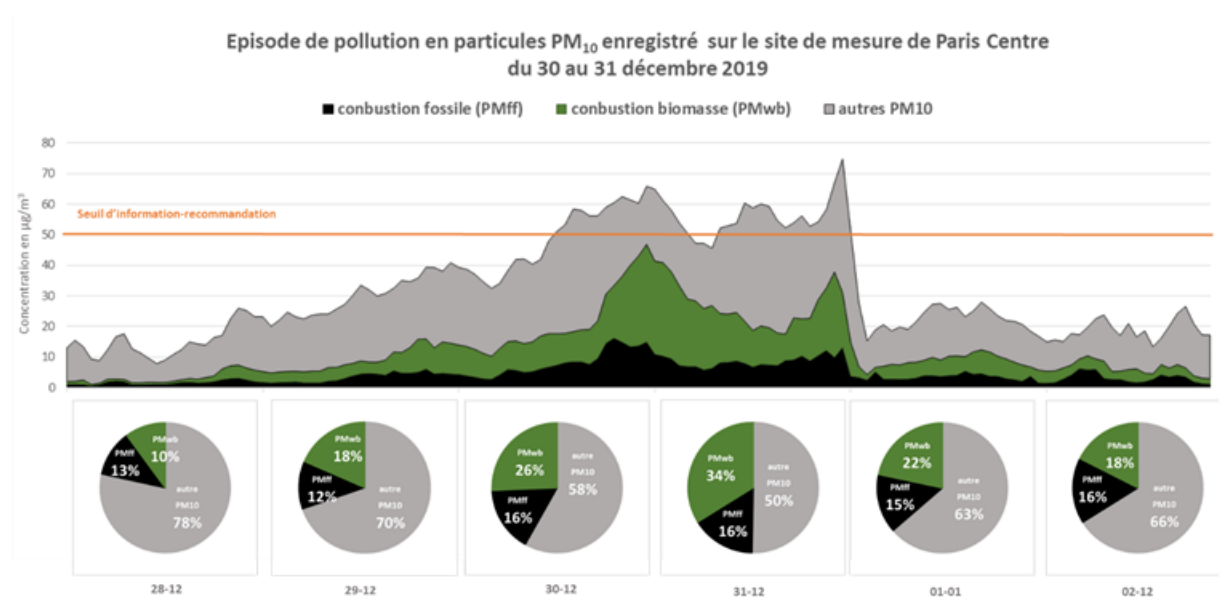


Figure 66 : concentration en PM₁₀ et contribution des particules primaires issues de la combustion de biomasse et du trafic routier lors de l'épisode de pollution aux particules PM₁₀ survenu du 30 au 31 décembre 2019.

3.2.2. Les épisodes multi-sources

Les épisodes multi-sources se caractérisent par des concentrations importantes en composés inorganiques secondaires (nitrate d'ammonium notamment). Ils peuvent également être marqués par des niveaux importants de matière organique, provenant d'une part des émissions primaires issues des sources de combustion (trafic et chauffage, dont chauffage au bois), mais également de la formation d'aérosols organiques secondaires (AOS) à partir de composés organiques volatils anthropiques et/ou biogéniques.

3.2.2.1. Episodes multi-sources printaniers

Les épisodes multi-sources généralement souvent au printemps, par vents de secteur Est à Nord-Est, et sont généralement des épisodes à grande échelle, visibles au-delà de la région Île-de-France. Si ces épisodes ont largement marqué les printemps 2013 à 2016, ils ont été moins fréquents sur les années récentes.

Au printemps, les épisodes de pollution multi-sources surviennent généralement lors de situations anticycloniques, ensoleillées en journées et fraîches le matin. Ces conditions météorologiques sont en effet favorables à la formation d'aérosols inorganiques secondaires, à partir des précurseurs gazeux : l'acide nitrique d'une part, composé dérivé des oxydes d'azote, émis principalement par le trafic routier, et l'ammoniac d'autre part, qui provient en grande partie de l'épandage agricole (voir paragraphe 1.3.2). Or, le printemps correspond à la période de fertilisation, l'épandage d'engrais azotés étant réalisé à grande échelle en France et en Europe.

À ces particules s'ajoutent généralement celles produites par les sources de combustion locales, les situations anticycloniques printanières étant généralement marquées de vents faibles et de conditions peu dispersives le matin. En effet, l'absence de nuages favorise un refroidissement de la surface du sol, induisant ainsi des inversions de températures marquées et des hauteurs de couche de mélange très basses.

L'origine géographique de ces épisodes est assez difficile à déterminer. En effet, ces régimes anticycloniques induisent souvent des conditions thermodynamiques identiques sur de larges zones géographiques, favorisant la formation de ces composés secondaires à grande échelle, à laquelle s'ajoutent les phénomènes de transport à moyenne ou longue distance, qui contribuent à augmenter les concentrations en particules déjà présentes sur la région Île-de-France (Petit, 2014 ; Petetin et al, 2014). La présence de sulfate d'ammonium est un indicateur de particules importées. En effet, la formation de ce composé nécessite la présence de sulfates résultant de la conversion et de l'oxydation du SO₂ anthropique émis par l'industrie et les centrales thermiques. Or en Ile-de-France, les émissions de ce composé sont très faibles, les niveaux annuels de SO₂ sont très inférieurs à 5 µg/m³.

A titre d'exemple, la Figure 67 représente l'évolution des concentrations horaires de particules PM₁₀ (en noir) et de PM_{2,5} (en rouge) mesurées par des analyseurs TEOM-FDMS entre le 10 et le 20 mars 2016 au sein d'une station urbaine de fond de la petite couronne francilienne (Gennevilliers). Durant les épisodes du 11-12 et 18 mars, les teneurs horaires maximales observées en particules ont été comprises entre 60 et 80 µg/m³ pour les PM_{2,5} et entre 80 et 110 µg/m³ pour les PM₁₀. En moyenne, les particules PM_{2,5} ont constitué **environ 80 % à 85 % de la masse totale des PM₁₀ mesurée au cours de ces trois journées de forte pollution**. L'analyse de la composition chimique confirme la présence prédominante de composés inorganiques secondaires.

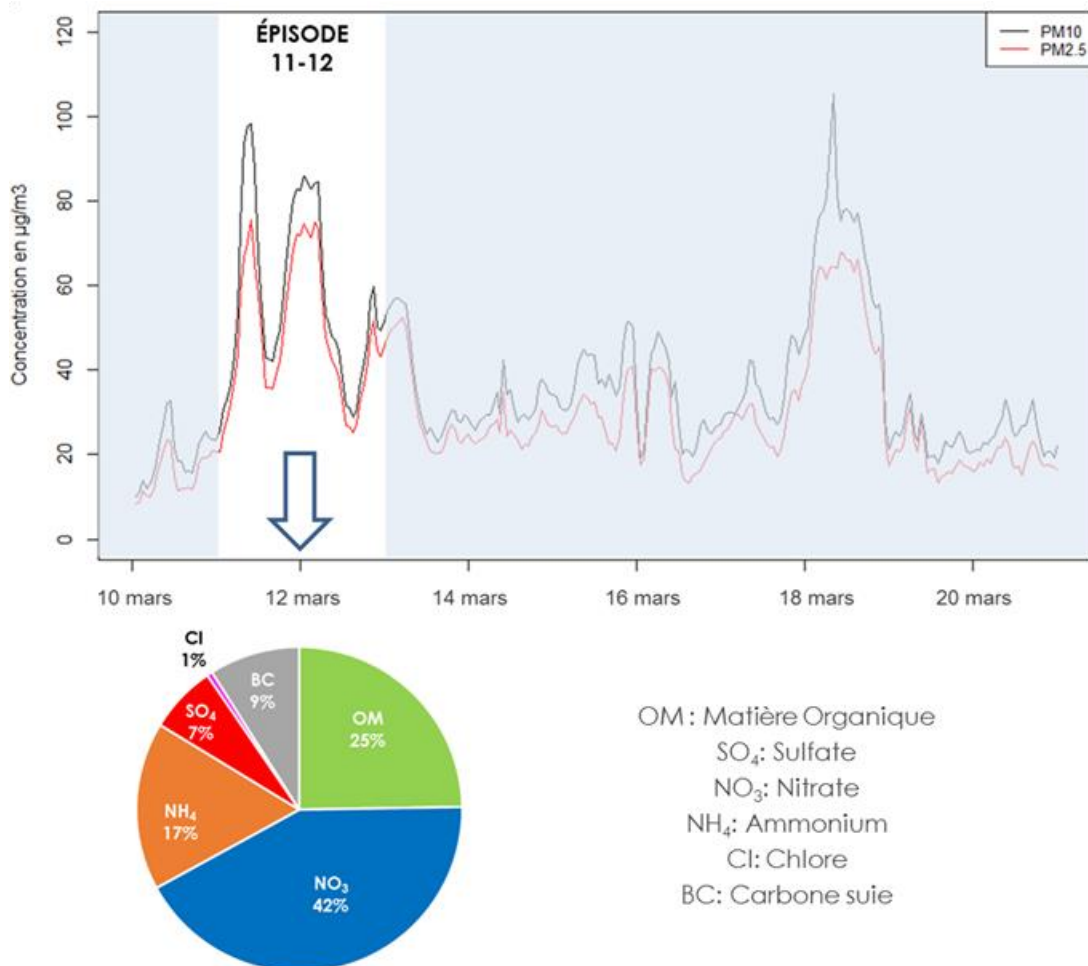


Figure 67 : évolution des concentrations horaires de particules PM_{10} et de $\text{PM}_{2.5}$ (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) observées entre le 10 et le 20 mars 2016 au sein d'une station urbaine de fond et répartition moyenne (en %) des composants majeurs des particules (fraction PM_{10}) mesurés par l'ACSM* et un Aéthalomètre (BC).
 *ACSM : Aerosol Chemical Speciation Monitor

3.2.2.2. Episodes multi-sources hivernaux

Les épisodes multi-sources peuvent également être observés en période hivernale, et peuvent perdurer plusieurs jours comme le montre l'épisode survenu en janvier 2017 (Figure 68). Lors de cet épisode, **5 jours de dépassement des seuils d'information pour les particules PM_{10} ont été enregistrés**. Les seuils d'information (fixé à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière) et d'alerte (fixé à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont été respectivement dépassés au cours de 2 et 3 journées.

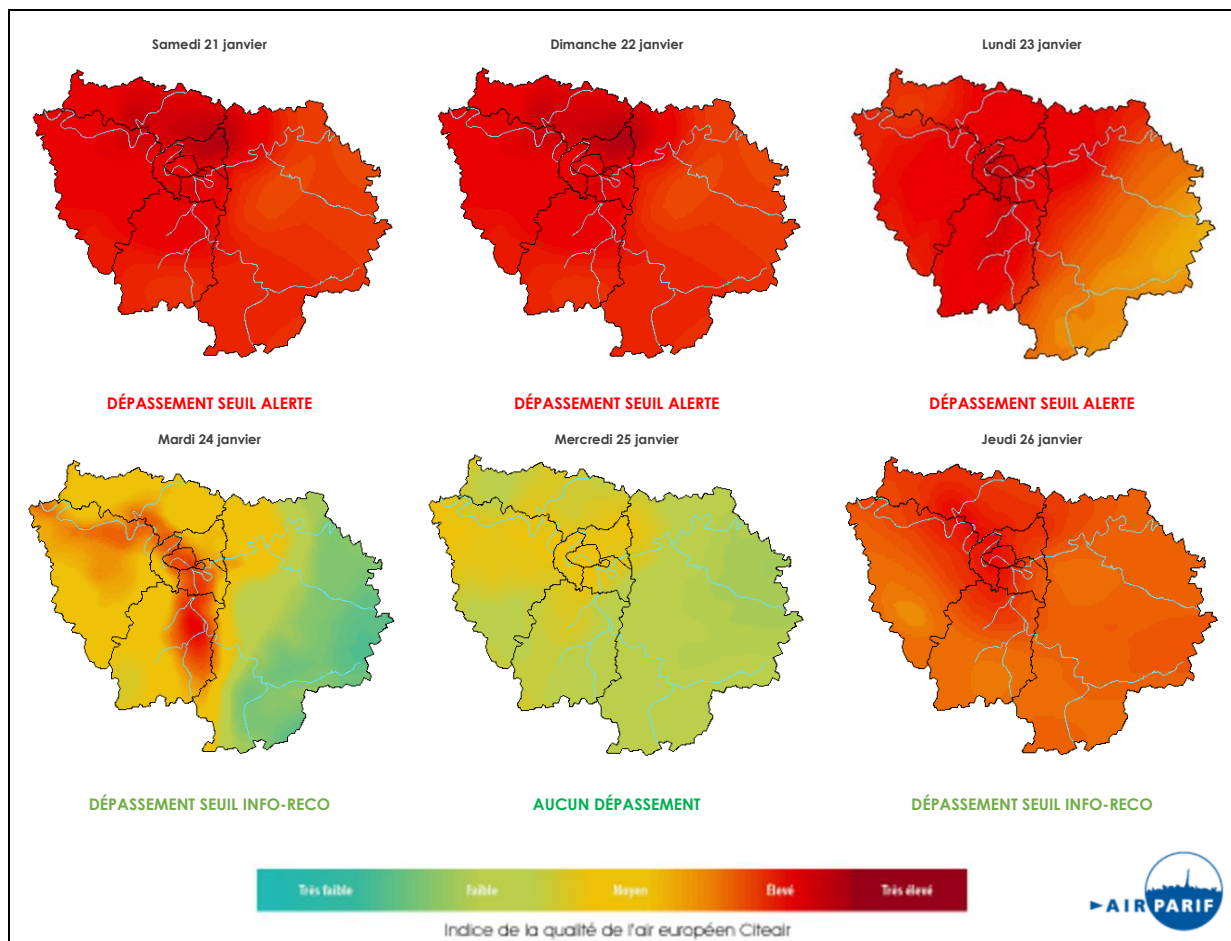


Figure 68 : cartes journalières de la qualité de l'air en Île-de-France de l'épisode de pollution aux particules PM₁₀ du 21 janvier au 26 janvier 2017

Ces épisodes sont rencontrés lors de conditions météorologiques typiques des épisodes hivernaux et résultent, comme les épisodes de combustion, de la conjonction entre les émissions des activités anthropiques majoritairement locales (notamment induites par le chauffage résidentiel, principalement le chauffage au bois, et le transport routier) et l'occurrence de conditions anticycloniques stables et froides très marquées favorisant l'accumulation des polluants près du sol, **mais se caractérisent également par la présence d'autres sources.**

L'analyse de la composition chimique montre en effet **une forte proportion de composés carbonés issus de la combustion (carbone suie et matière organique)** mais on relève également une concentration importante de **composés inorganiques secondaires, avec une part importante de nitrate d'ammonium (~45 % des PM₁₀)**. La contribution des sources urbaines dans la formation de ces composés à cette période de l'année n'est à ce jour pas formellement identifiée et reste à investiguer (épandages précoces, trafic routier, chauffage au bois...). Des études récentes mettent notamment en évidence un impact significatif du trafic routier sur les niveaux de NH₃ mesurés en zone urbaine (Mingyi et al, 2020)).

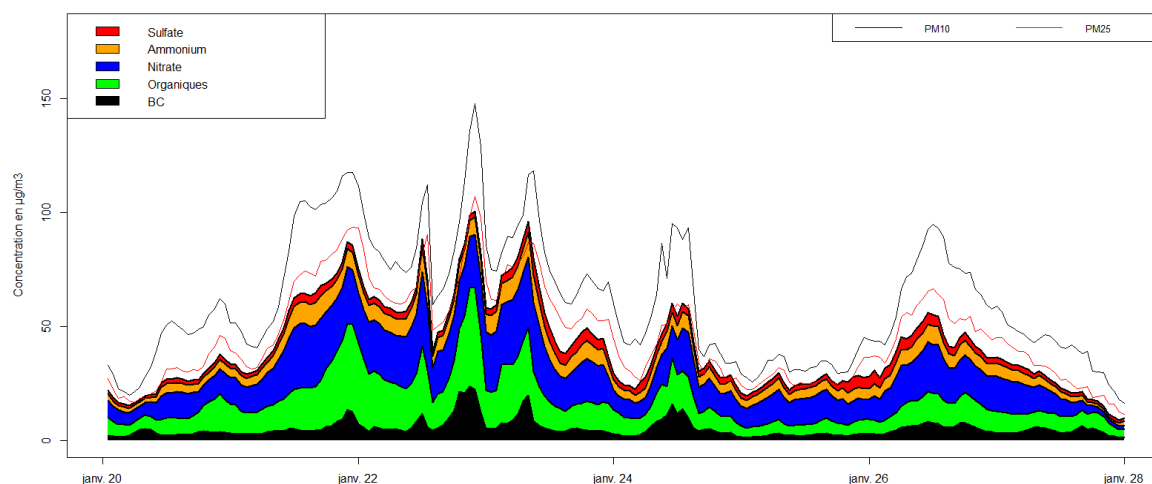


Figure 69 : évolution des concentrations horaires de particules PM₁₀ et de PM_{2,5} (en µg/m³) observées entre le 20 et le 27 janvier 2017 au sein de la station urbaine de fond de Gennevilliers (92) et répartition moyenne (en %) des composants majeurs des particules (fraction PM₁) mesurés par l'ACSM* (Organiques, Nitrate, Ammonium, Sulfate) et un Aéthalomètre (BC=Black Carbon).
*ACSM : Aerosol Chemical Speciation Monitor

Contrairement aux épisodes de combustion hivernaux, qui se limitent généralement aux grandes agglomérations, cet épisode s'est généralisé à la quasi-totalité de la métropole. On observe toutefois de fortes différences dans les concentrations, suggérant une influence significative des processus locaux sur les concentrations mesurées au niveau de chaque station (LCSQA-Ineris, 2017b).

3.2.2.3. Autres épisodes multi-sources

D'autres facteurs peuvent conduire ou contribuer à des épisodes de pollution particulaire, comme par exemple les imports de poussières sahariennes, ou, plus rarement, les imports volcaniques, engendrés par de fortes émissions gazeuses de SO₂ pouvant se transformer au cours du transport en sulfate d'ammonium. Un de ces événements rares a ainsi été observé en Ile-de-France le 23 septembre 2014, dû à l'éruption du volcan islandais Bardarbunga. Dans la nuit du 22 au 23 septembre, une augmentation simultanée des concentrations en PM₁₀ et en SO₂ a été enregistrée. Des mesures de composition chimique réalisées sur le site du SIRTA par le LSCE ont mis en évidence que cette hausse des teneurs en particules était liée à une augmentation de la concentration en sulfate (Figure 70). A cet import de particules se sont ajoutées les particules émises localement par les sources urbaines de combustion, émettrices de carbone suie (trafic routier et chauffage notamment), entraînant un dépassement du seuil d'information. Une analyse de l'origine des masses d'air a montré une provenance depuis l'Islande, où le volcan était en éruption de fin août à février 2015, entraînant d'importantes émissions de fumées pendant de longues semaines. L'import de particules n'est visible en Ile-de-France que sur la journée du 23 septembre, seul jour où l'Ile-de-France se trouve sous le vent de l'Islande.

Augmentation des PM₁₀ liées à l'import de particules issues de l'éruption du volcan

Augmentation des émissions locales de particules issues des sources de combustion locales.

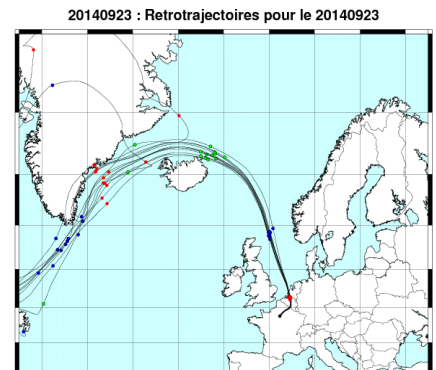
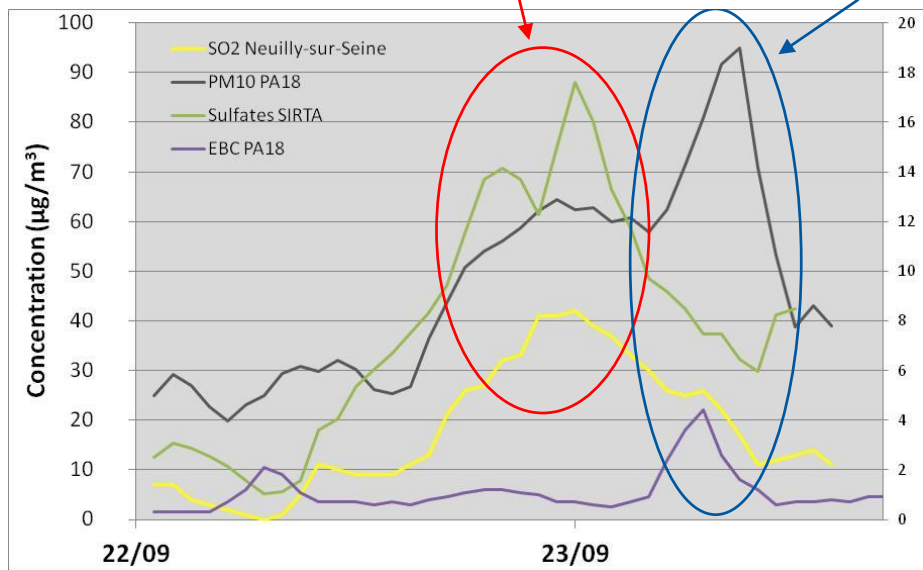


Figure 70 : concentrations horaires en particules PM₁₀, SO₂, sulfates et carbone suie mesurées en Ile-de-France les 22 et 23 septembre 2014 et origine de la masse d'air (à droite)

4. PERSPECTIVES

Grâce à l'évolution des technologies de mesure et de traitement des données, les nombreux travaux de recherche menés sur les particules ces dernières années ont permis d'acquérir une bonne connaissance de la composition chimique des particules et de leurs sources. Ces nouveaux outils, aujourd'hui intégrés dans les observatoires opérationnels de la qualité de l'air, permettent un suivi en temps réel de son évolution. Il reste pourtant des questions non totalement résolues sur la composition et l'origine de ces particules.

Outre la veille sur l'avancée des travaux de recherche sur ces sujets, Airparif prévoit de poursuivre ses travaux avec deux objectifs :

1- Acquérir des données, afin d'alimenter les études épidémiologiques et d'améliorer les connaissances sur l'impact sanitaire de composés des particules.

Les données de composition chimique et de particules ultrafines permettront d'alimenter les études sanitaires relatives à la toxicité des particules.

En 2018, l'ANSES, insistait sur la nécessité de compléter et de pérenniser l'acquisition de données dans l'air ambiant pour les particules ultrafines (PUF) et le carbone suie et d'assurer un suivi particulier sur le long terme sur ces deux substances, compte tenu de leurs enjeux potentiels en termes d'impact sanitaire. Conformément aux orientations de la surveillance nationale deux compteurs de particules seront installés dans le courant de l'année 2021. Le suivi des concentrations horaires en BC seront également poursuivies sur les 5 sites du réseau Airparif.

2- Améliorer la connaissance sur les sources de particules, afin de pouvoir mettre en oeuvre des mesures de réduction permettant de réduire les concentrations.

Les travaux prévus visent plus particulièrement la compréhension des sources de particules :

- pour appuyer le choix de mesures pérennes notamment en lien avec la source routière
- pour améliorer la prise en compte du secteur agricole
- pour éclairer le choix des mesures d'urgences en cas d'épisodes de pollution.

Pour répondre à ces objectifs, il est prévu de renforcer à la fois le dispositif de mesure et les outils numériques comme suit :

A- Mise en œuvre de mesures de Particules ultrafines

En complément des mesures de comptage total de PUF prévu dans le cadre de la surveillance nationale, Airparif a engagé fin 2019 un programme d'étude de caractérisation des PUF par classe granulométrique dans divers environnements franciliens, afin d'approfondir les connaissances sur les sources de particules ultra-fines. Ces études ont pour objectif de caractériser la variabilité spatiale et temporelle des PUF en station de fond et à proximité immédiate de sources locales de particules (à proximité du trafic routier, autour des zones aéroportuaires ou dans des zones résidentielles).

Par ailleurs, l'inventaire PUF doit être initié. Un travail bibliographique complémentaire sur la spéciation des PUF sera entamé.

B- Renforcement des mesures de composition chimique des particules ou des précurseurs

En 2020, un nouvel ACSM a été installé sur le site trafic BP Est, situé en bordure du Boulevard Périphérique parisien, déjà instrumenté d'une mesure de carbone suie. Cette surveillance en temps réel et en continu de la composition chimique à proximité du trafic routier sera la première au niveau national. Cette mesure, couplée au suivi du Black Carbon déjà présente sur le site, permettra de réaliser le même travail que celui réalisé sur le site fond urbain et de caractériser en temps réel l'impact du trafic routier sur la composition chimique dans la fraction fine.

Des appareils de mesure de NH₃ automatiques ont été mis en œuvre en site de fond et à proximité du trafic routier. L'exploitation de ces mesures permettra notamment d'étudier le lien entre le NH₃ gazeux et la survenue des épisodes de pollution liés aux aérosols inorganiques.

L'ensemble des mesures spécifiques disponibles pourront être intégrées pour réaliser de nouvelles analyses de la contribution des particules par des modèles statistiques type PMF.

Un travail approfondi sera également réalisé afin d'identifier les facteurs déterminant la formation du nitrate d'ammonium.

C- Amélioration de l'inventaire des émissions et des systèmes de modélisation

Si les sources de particules sont aujourd'hui bien connues, il reste encore de nombreuses questions sur leurs contributions, et sur leur prise en compte dans les modèles de qualité de l'air.

L'amélioration des données d'entrée du modèle telles que les émissions permettent d'évaluer d'une manière plus fiable des scénarios d'abattement des émissions dans le cadre de plans d'actions par exemple, et de mieux comprendre les phénomènes qui rentrent en jeu dans la formation des aérosols en particulier.

Dans ce cadre, deux axes importants sont identifiés pour améliorer la modélisation des particules.

Le premier concerne la poursuite des travaux relatifs aux émissions d'ammoniac, avec l'amélioration de la prise en compte des émissions du NH₃ agricole dans le modèle interrégional ESMEALDA, notamment sur les aspects de volatilisation des émissions de NH₃ par les sols, et l'intégration des émissions de NH₃ par le trafic routier. Ces travaux sont notamment réalisés en collaboration avec

l'ENPC (Ecole Nationale des Ponts et Chaussées) dans le cadre du projet Primequal AMMON (Étude de la contribution des émissions d'ammoniac aux concentrations de particules respirées en Île-de-France) qui a pour objectif l'amélioration de la compréhension du rôle de l'ammoniac dans l'exposition des populations aux particules atmosphériques.

Le second axe de travail porte sur l'amélioration des émissions biogéniques par la végétation via l'exploitation d'inventaires forestiers mis à jour en France et en Europe. Des améliorations sont attendues quant à la prise en compte des aérosols organiques secondaires ainsi que sur la formation de l'ozone.

Si les émissions primaires du trafic routier à l'échappement sont actuellement bien prises en compte par les modèles, la prise en compte des **émissions des Composés Organiques Semi-volatils à l'échappement** doit être améliorée. Les COSV à l'origine de ces AOS ne sont aujourd'hui pas pris en compte dans l'inventaire des émissions qui alimente le modèle de trafic et le modèle interrégional Esmeralda. Une des premières étapes pour améliorer ce point serait la construction d'un inventaire des COSV. Une étude bibliographique est nécessaire pour alimenter cet inventaire.

Dans sa prochaine version, le modèle de chimie transport CHIMERE propose une rétroaction possible entre chimie et météorologie ainsi que de nouveaux modules favorisant une meilleure prise en compte des aérosols (les schémas Volatility Basis Set et H2O aerosol ainsi que le modèle thermodynamique SOAP) qui seront évalués.

Les améliorations apportées au modèle permettront également de mieux prévoir les épisodes de pollution. Deux axes sont identifiés en modélisation régionale pour mieux identifier l'origine des sources, notamment lors d'épisodes de pollution :

- Poursuite des travaux d'exploitation des coupures dans les émissions avec CHIMERE et mise en œuvre du modèle CAMx avec son module PSAT (notamment dans le cadre du projet AMMON) qui permettent de tracer l'origine géographique des particules, ainsi que l'origine de leurs sources.
- Prise en main et exploitation du modèle SSH-aerosol (CEREA / INERIS), modèle à la pointe de l'état de l'art sur la formation des aérosols, qui intègre les connaissances relatives à la formation des aérosols organiques et inorganiques secondaires, ainsi que leurs interactions, mais également la formation des particules ultrafines. Ce modèle peut-être couplé à CHIMERE.

Les émissions hors échappement, type abrasion et remise en suspension, sont estimées dans le modèle d'émission du trafic au moyen d'un facteur d'émission du « non-échappement » donné par type de véhicule. Au fur et à mesure que le parc roulant se renouvelle et que les émissions de particules à l'échappement diminuent, la contribution des particules issues de l'abrasion et de la remise en suspension augmente (OCDE, 2020). Elle pourrait représenter aujourd'hui de l'ordre de 40% des concentrations liées au trafic routier.

Des données actuellement disponibles pourraient permettre d'améliorer la prise en compte de ces émissions dans Heaven à une échelle temporelle fine :

- Données de concentrations en métaux et HAP Trafipollu (données Airparif).
- Résultats de la campagne de mesure de la remise en suspension réalisée par F. Amato dans Paris, qui donnent des facteurs d'émission de remise en suspension pour trois grands axes parisiens.
- Des articles qui permettent de calculer les émissions dues à la remise en suspension en fonction de la météo et de la vitesse des véhicules.

Références

Ademe CORTEA, « Connaissance et réduction des émissions de polluants dans l'Air », 2^{ème} restitution du programme CORTEA, Projet INACS, 2016

Airparif. « Origine des particules en Ile-de-France », Rapport d'Etude, 2011.

Airparif. « Pollution atmosphérique au benzo(a)pyrène et autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Cas de la région Ile-de-France », Rapport d'Etude, 2013.

Airparif. « Surveillance des métaux dans l'air ambiant à Limay autour de la zone industrielle de Porcheville », Rapport d'étude, 2013b.

Airparif (2014). « Le carbone suie : enjeu présent et futur », Airparif actu, 2014.

Airparif. « Surveillance des métaux dans l'air ambiant à Bagneaux-sur-Loing », Rapport d'étude, 2014b.
Airparif. « Pollution atmosphérique au benzo(a)pyrène en Ile-de-France - Campagne 2013-2014 », Rapport d'étude, 2015.

Airparif). « Pollution atmosphérique au benzo(a)pyrène en Ile-de-France - Campagne 2014-2015 », Rapport d'étude, 2015b.

Airparif, « Qualité de l'air et chauffage au bois en Île-de-France - Diagnostic et scénarisation », Rapport d'étude, 2019

Airparif. « Bilan de la qualité de l'air - Année 2019 », 2020.

Airparif. « Emissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre - année 2017 », 2020b.
AIRPARIF/LISA/LSCE, « Etude des retombées de suies sur les matériaux en sites péri-aéroportuaires - Comparaison avec des sites urbains et ruraux », Rapport d'étude, 2006.

Ait-Helal, W., Borbon, A., Sauvage, S., de Gouw, J. A., Colomb, A., Gros, V., Freutel, F., Crippa, M., Afif, C., Baltensperger, U., Beekmann, M., Doussin, J.-F., Durand-Jolibois, R., Fronval, I., Grand, N., Leonardis, T., Lopez, M., Michoud, V., Miel, K., Perrier, S., Prévôt, A. S. H., Schneider, J., Siour, G., Zapf, P., and Locoge, N. « Volatile and intermediate volatility organic compounds in suburban Paris: variability, origin and importance for SOA formation. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions », 14, 10439-10464, 2014.

Amato F., Favez O., Padolfi M., Alastuey A., Querol X., Moukhtar S., Bruge B., Verlhac S, Orza J. A. G., Bonnaire N., Le Priol T., Petit J.E., Sciare J., « Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions », Atmosph. Environment, 129, 114-124, 2016.

ANSES. « Polluants "émergents" dans l'air ambiant - Identification, catégorisation et hiérarchisation de polluants actuellement non réglementés pour la surveillance de la qualité de l'air, Avis de l'Anses », Rapport d'expertise collective - Edition scientifique, 2018.

ANSES. « Effet sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie », Rapport d'expertise collective, 2019.

Baudic, A., Gros, V., Sauvage, S., Locoge, N., Sanchez, O., Sarda-Estève, R., Kalogridis, C., Petit, J.-E., Bonnaire, N., Baisnée, D., Favez, O., Albinet, A., Sciare, J., and Bonsang, B.: Seasonal variability and source apportionment of volatile organic compounds (VOCs) in the Paris megacity (France) « Seasonal variability and source apportionment of volatile organic compounds (VOCs) in the Paris megacity (France) ». *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 11961-11989, 2016.

Belleudi V., Faustini A., Stafoggia M., Cattani G., Marconi A., Perucci C. A., Forastiere F. « Impact of fine and ultrafine particles on emergency hospital admissions for cardiac and respiratory diseases ». *Epidemiology*, 21(3):414-23, 2010.

Bressi, M., Sciare, J., Gherzi, V., Bonnaire, N., Nicolas, J. B., Petit, J.-E., Moukhtar, S., Rosso, A., Mihalopoulos, N., and Féron, A. « A one-year comprehensive chemical characterisation of fine aerosol (PM_{2.5}) at urban, suburban and rural background sites in the region of Paris (France) ». *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7825–7844, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7825-2013>, 2013.

Bressi, M., Sciare, J., Gherzi, V., Mihalopoulos, N., Petit, J.-E., Nicolas, J. B., Moukhtar, S., Rosso, A., Féron, A., Bonnaire, N., Poulakis, E., and Theodosi, C. « Sources and geographical origins of fine aerosols in Paris (France) ». *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 8813–8839, <https://doi.org/10.5194/acp-14-8813-2014>, 2014.

Chatignoux E., Host S. « Expositions à la pollution atmosphérique et recours aux urgences pour pathologies respiratoires chez les enfants en Ile-de-France ». Paris : Observatoire régional de santé Ile-de-France, 2013.

CETE-IF. Impact de la remise en suspension par le trafic sur le niveau de PM₁₀ en Ile-de-France, Rapport d'étude, 2013

CIRC. « Diesel and gasoline engine exhausts and some nitroarenes », Monography on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 105, 2014

CIRC. « Cancerogénécité de la pollution atmosphérique », IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 109. Outdoor air pollution, 2016.

CITEPA. « Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques - Bilan des émissions en France de 1990 à 2018 ». Rapport National d'Inventaire/Format SECTEN, 2020.

Commission d'enquête du Sénat. Commission d'enquête sur le coût économique et financier de la pollution de l'air, 2015.

Donaldson K., Lang Tran C., « Inflammation caused by particles and fibers ». *Inhalation toxicology*, 14 :5-27, 2020.

EEA. « Effects of air pollution on European ecosystems Past and future exposure of European freshwater and terrestrial habitats to acidifying and eutrophying air pollutants », Technical report, 2014.

Favez O, Cachier H., Sciare J., Le Moullec Y. « Characterization and contribution to PM_{2.5} of semi-volatile aerosol in Paris (France) ». *Atmospheric Environment*, 41, 7969-7976, 2007.

Font A., Guiseppin L., Blangiardo M, Gherzi V., Fuller G. W. « A tale of two cities : is air pollution improving in Paris and London ». *Environmental Pollution*, 1-12, 2019.

Francipol, Freney et al. « Characterizing the impact of urban emissions on regional aerosol particles: airborne measurements during the MEGAPOLI experiment ». *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(3), 1397-1412, 2014.

Freney, E. J., Sellegri, K., Canonaco, F., Colomb, A., Borbon, A., Michoud, V., Doussin, J.-F., Crumeyrolle, S., Amarouche, N., Pi-chon, J.-M., Bourianne, T., Gomes, L., Prevot, A. S. H., Beekmann, M., and Schwarzenböeck, A. « Characterizing the impact of urban emissions on regional aerosol particles: airborne measurements during the MEGAPOLI experiment », *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 1397–1412, 2014.

Freutel, F., Schneider, J., Drewnick, F., von der Weiden-Reinmüller, S.-L., Crippa, M., Prévôt, A. S. H., Baltensperger, U., Poulain, L., Wiedensohler, A., Sciare, J., Sarda-Estève, R., Burkhardt, J.F., Eckhardt, S., Stohl, A., Gros, V., Colomb, A., Michoud, V., Doussin, J. F., Borbon, A., Haeffelin, M., Morille, Y., Beekmann, M., and Borrmann, S. « Aerosol particle measurements at three stationary sites in the megacity of Paris during summer 2009 : meteorology and air mass origin dominate aerosol particle composition and size distribution », *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 933–959, 2013.

Gheri V., Rosso A., Moukhtar S., Lameloise P., Sciare J., Bressi M., Nicolas J., Féron A., Bonnaire N. "Etude de contribution des sources de particules fines (PM2.5) en Ile-de-France", *Pollution atmosphérique*, Numéro spécial septembre 2010.

Gheri V., Rosso A., Moukhtar S., Léger K., Sciare J., Bressi M., Nicolas J., Féron A., Bonnaire N., "Origines des particules fines (PM2.5) en Ile-de-France", *Pollution atmosphérique*, Numéro spécial Novembre 2012.

Janssen N., Gerlofs-Nijland M. E., Lanki T, Salonen R. O., Cassee F., Hoek G., Fischer P., Brunekreef B., and Krzyzanowski M. « Health effects of black carbon. World Health Organization ». <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2012/health-effects-of-black-carbon-2012>

LCSQA/INERIS. « Caractérisation de l'aérosol atmosphérique en milieu urbain ». Rapport final, DRC-0345581-OBI/883, 2003.

LCSQA/INERIS. Surveillance des particules submicroniques. Convention 04000087, Etude n°5 - Surveillance des particules ultrafines INERIS/LNE/EMD, DRC-04-55265-AIRE n°1081-Ole-v1a, 2004.

LCSQA/INERIS/AIRPARIF. « Etude comparative entre le TEOM1400 et différents préleveurs manuels sur filtre - Caractérisation physico-chimique de l'aérosol atmosphérique de Paris ». Rapport INERIS DRC-01-27588-ERSA-OBI/449, 2001.

LCSQA/INERIS/EMD. « Surveillance des particules submicroniques ». DRC/UNITE-05-64997-Ole-n°745-v2B, 2005.

LCSQA/INERIS/EMD. « Connaissance de la pollution par les particules submicroniques ». DRC/AIRE-06-74752-Ole-n°0803-v4, 2006.

LCSQA/INERIS « Connaissance du nombre et de la distribution granulométrique des particules submicroniques - Suivi dans le temps, métrologie : bilan des travaux 2003-2011 », DRC-11-118212-13897A, 2011.

- LCSQA, « Impact de la combustion de biomasse sur les concentrations de PM10 (programme CARA - hiver 2014-2015) », LCSQA-INERIS-DRC-16-152341-05991, 2016
- LCSQA, « Eléments de compréhension des épisodes de pollution particulaire de début décembre 2016 à partir des mesures de composition chimique », DRC-17-167619-01983A, 2017a
- LCSQA, « Episodes de pollution particulaire de mi-janvier 2017 - Eléments de compréhension à partir des mesures automatiques (période du 18 au 23 janvier 2017, le 24 janvier 2017) », 2017b.
- LCSQA, « Guide méthodologique pour la mesure du « Black Carbon » par aethalomètre multi-longueur d'onde AE33 dans l'air ambiant », DRC-20-201695-01215A, 2020
- Lefèvre R., Ausset P. "Les effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux du patrimoine bâti : la pierre et le verre". *Pollution Atmosphérique*, 172, 571-588, 2001.
- Lenschow, P, H.J. Abraham, K. Kutzner, M. Lutz, J.-D. Preuß and W. Reichenbacher (2001): Some Ideas about the Sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35, Supplement No. 1, S23 – S33, 2001.
- LSCE/Airparif « FRANCIPOL: Impact de la pollution longue distance sur les particules et leurs précurseurs gazeux à Paris et Ile-de-France », Programme Primequal 2, 2013.
- Wang, M., Kong, W., Marten, R. et al. Rapid growth of new atmospheric particles by nitric acid and ammonia condensation. *Nature* 581, 184–189 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2270-4>
- G Oberdörster, Z Sharp, V Atudorei, A Elder, R Gelein, W Kreyling, C Cox. « Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain ». *Inhalation toxicology*, 16(6-7):437-45, 2004. doi:10.1080/08958370490439597.
- OCDE, « Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport, An Ignored Environmental Policy Challenge », 2020.
- OMS, « Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre, Mise à jour mondiale 2005, Synthèse de l'évaluation des risques », 2006.
- OMS. « Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP project », 2013.
- OMS Europe. « Human health in areas with industrial contamination », 2014.
- Personne E., Abbou G., Joly L., Sanchez O., Cousin J., Decarpentrie T., Decuq C., Dumelie N., Esnault B., Fortineau A., Gueudet J.-C. « Développement de nouveaux dispositifs de mesures pour les émissions d'ammoniac dans l'air en région parisienne –NUAGE: Test des Nouveaux dispositifs pour mieux évaluer les flux d'Ammoniac dans l'atmosphère depuis les aGrosystèmes et Ecosystèmes et interprétation de la campagne de mesures à l'échelle de la région Île-de-France ». Rapport, ADEME, 106 pages, 2019.
- Petetin, H., Beekmann, M., Sciare, J., Bressi, M., Rosso, A., Sanchez, O., and Ghersi, V.: A novel model evaluation approach focusing on local and advected contributions to urban PM2.5 levels – application to Paris, France, *Geosci. Model Dev.*, 7, 1483–1505, <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1483-2014>, 2014.

Petit J.-E., « Compréhension des sources et des processus de formation de la pollution particulaire en Ile-de-France », Thèse de doctorat de l'Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, 2014.

Petit et al. Submicron aerosol source apportionment of wintertime pollution in Paris, France, by Double Positive Matrix Factorization (PMF2) using Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM) and multi-wavelength Aethalometer. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(24), 13773-13787, 2014.

Petit J.E., Favez O., Sciare J., Crenn V., Sadra-Estève R., Bonnaire N., Močnik G., Dupont J.-C., Haeffelin M. and Leoz-Garziandia E., « Two years of near real-time chemical composition of submicronaerosols in the region of Paris using an Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM) and a multi-wavelength Aethalometer », *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 2985–3005, 2015

Platt, S. M., El Haddad, I., Zardini, A. A., Clairotte, M., Astorga, C., Wolf, R., Slowik, J. G., Temime-Roussel, B., Marchand, N., Ježek, I., Drinovec, L., Močnik, G., Möhler, O., Richter, R., Barmet, P., Bianchi, F., Baltensperger, U., and Prévôt, A. S. H. « Secondary organic aerosol formation from gasoline vehicle emissions in a new mobile environmental reaction chamber », *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 9141–9158, 2013, <https://doi.org/10.5194/acp-13-9141-2013>.

Putaud J.-P., Raes F., Van Dingenen R., Brüggemann E., Facchini M. C., Decesari S., Fuzzi S., Gehrig R., Hüglin C., Laj P., Lorbeer G., Maenhaut W., Mihalopoulos N, Müller K., Querol X. « A European aerosol phenomenology -2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe ». *Atmosph. Environ.*, 38, 2561-2577, 2004.

Renoux et Boulaud. « Les aérosols : Physique et métrologie ». Paris: Edition Tec&Doc, Lavoisier, Paris, 1998.

Samoli et al. « Exposure to ultrafine particles and respiratory hospitalisations in five european cities ». *European respiratory journal*, 2016.

Sandradewi J., Prévôt A.S.H., Szidat S. Et al. « Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter », *Environment Science and Technology*, 42, 3316-3323, 2008.

Santé Publique France. « Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarii de réduction de la pollution atmosphérique », 2016.

Schins R, Lightbody J., Borm P., Shi T., Donaldson K., Stone V., « Inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in relation to chemical and biological constituents ». *Toxicology and applied pharmacology*, 195, 1-11, 2004.

Schlesinger, R., & Cassee, F., "Atmospheric Secondary Inorganic Particulate Matter: The Toxicological Perspective as a Basis for Health Effects Risk Assessment". Taylor & Francis, 2003.

Sciare, J., d'Argouges, O., Zhang, Q. J., Sarda-Estève, R., Gaimoz, C., Gros, V., Beekmann, M., and Sanchez, O. « Comparison between simulated and observed chemical composition of fine aerosols in Paris (France) during springtime : contribution of regional versus continental emissions », *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 11987–12004, <https://doi.org/10.5194/acp-10-11987-2010>, 2010.

Sciare J., Pernet P., Gros V., Bonnaire N., Bonsang B., Sarda-Estève R., Ghersi V., Songeur C., Ampe C., Debert C., Brugge B., Mahé F., Joly F., Honoré C., Favez O., Petit J.E., Le Priol T., Mallet V, Périllat R.,

Projet « PREQUALIF » IZNOGOUD - Programme Pluridisciplinaire de REcherche sur la QUALité de l'air en Ile de France (PREQUALIF). Impacts des Zapa : NOuvelle Génération d'OUtils de Diagnostic, 2014

Sioutas C., Delfino R., Singh M. « Exposure assessment for atmospheric ultrafine particles (UFPs) and implications in epidemiologic research », *Environmental Health Perspectives*, 2005.

US-EPA, « Air Quality Criteria for Particulate Matter – Volume II of II. Washington DC, EPA 600/P-99/002aF-bF », 2004.

Q. J. Zhang, M. Beekmann, F. Drewnick, F. Freutel, J. Schneider, M. Crippa, A. S. H. Prevot, U. Baltensperger, L. Poulain, A. Wiedensohler, J. Sciare, V. Gros, A. Borbon, A. Colomb, V. Michoud, J.-F. Doussin, H. A. C. Denier van der Gon, M. Haeffelin, J.-C. Dupont, G. Siour, H. Petetin, B. Bessagnet, S. N. Pandis, A. Hodzic, O. Sanchez, C. Honoré, and O. Perrussel, « Formation of organic aerosol in the Paris region during the MEGAPOLI summer campaign: evaluation of the volatility-basis-set approach within the CHIMERE model », *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, 5767–5790, 2013

ANNEXES

Annexe 1 : Valeurs réglementaires et recommandation sanitaires relatives aux particules

Annexe 2 : Méthodes de mesure des particules

ANNEXE 1

VALEURS RÉGLEMENTAIRES ET RECOMMANDATIONS SANITAIRES RELATIVES AUX PARTICULES

Les normes européennes relatives aux niveaux de particules PM₁₀ et PM_{2,5} dans l'air ambiant sont fixées par la directive européenne n° 2008/50/CE du 21 mai 2008, transposée en droit français par le décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2011 et l'arrêté du 19 avril 2017, modifié par l'arrêté du 19 juillet 2019. Le tableau ci-dessous résume les valeurs applicables en 2021.

Valeurs réglementaires relatives à l'exposition chronique

PM ₁₀	Période de référence	
	Année civile	24 heures
Valeurs limites pour la protection de la santé	40 µg/m ³	50 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an
Objectif de qualité français	30 µg/m ³	

PM _{2,5}	Période de référence	
	Année civile	
Valeur limite pour la protection de la santé	25 µg/m ³	
Valeur cible	20 µg/m ³	
Objectif de qualité français	10 µg/m ³	

Certains polluants particuliers spécifiques font également l'objet de directives européennes. C'est le cas de certains métaux, tels que le plomb, réglementé comme les PM₁₀ par la directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 et l'arsenic, le cadmium, le mercure et le nickel, réglementés par la directive 2004/107/CE du 15 décembre 2004. Cette directive définit également une valeur cible pour le benzo(a)pyrène, qui est un Hydrocarbure Aromatique Polycyclique particulaire, classé cancérigène pour l'homme.

Polluant	Valeur réglementaire	Type de valeur réglementaire
Plomb	0.5 µg/m ³	Valeur limite pour la protection de la santé
	0.25 µg/m ³	Objectif de Qualité français
Arsenic	6 ng/m ³	Valeurs cibles *
Cadmium	5 ng/m ³	
Nickel	20 ng/m ³	
Benzo(a)pyrène	1 ng/m ³	

* Moyenne calculée sur l'année civile du contenu total de la fraction PM₁₀

Valeurs réglementaires relatives aux épisodes de pollution

Seuils définis en moyenne sur 24 heures pour les particules PM₁₀

	Seuil d'information	Seuil d'alerte
PM ₁₀	50 µg/m ³	80 µg/m ³

Recommandations sanitaires

Au-delà des valeurs réglementaires, l'Organisation Mondiale de la Santé recommande émet des recommandations concernant les niveaux d'exposition en-dessous desquels les effets sont considérés comme acceptables. Non réglementaires, donc non contraignantes, elles traduisent l'état des connaissances scientifiques concernant l'impact sur la santé de la pollution de l'air.

Les lignes directrices relatives à la qualité de l'air ont été publiées par l'OMS en 1987 et mises à jour en 2005 (OMS, 2006).

	Période de référence	
	Année civile	24 heures
PM ₁₀	20 µg/m ³	50 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an
PM _{2.5}	10 µg/m ³	25 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an

ANNEXE 2

METHODES DE MESURE DES PARTICULES

MESURE DE LA CONCENTRATION MASSIQUE

Pour le réseau réglementaire de surveillance des particules, Airparif met en œuvre des analyseurs appartenant à la liste des appareils conformes pour la mesure réglementaire de la qualité de l'air mis à disposition par le Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) auprès des Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air. Cette homologation au niveau national permet de garantir une mesure par gravimétrie des particules conforme à la norme française en vigueur NF EN 12341 : « Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP_{10} ou $MP_{2,5}$ de matière particulaire en suspension ». Cette liste est accessible sur le site de LCSQA:

https://www.lcsqa.org/system/files/documents/Liste%20appareils%20conforme%20mesure%20_qualit%C3%A9%20air%20M%C3%A0J_13-05-20_v2_0.pdf .

En accord avec ce document de référence, Airparif s'est équipé de TEOM FDMS 1405-F de chez Thermo Scientific (TEI), de BAM 1020 de chez Met One, de FIDAS 200 de chez PALAS pour la mesure automatique en continu des particules et de préleveurs SEQ de chez Leckel, DA80 de chez DIGITEL, d'Hydra de chez FAI Instruments et de Partisol Plus de chez Thermo Scientific (TEI) pour la réalisation de prélèvements sur filtres analysés en laboratoire.

ACSM (Mesure de composition chimique en temps réel)

L'analyseur mis en œuvre pour mesurer la composition chimique en temps réel (ACSM) est développé par la société Aerodyne Res. Inc. L'**Aerosol Chemical Speciation Monitor** (ACSM, Cf. **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) est un spectromètre de masse permettant une **mesure qualitative et quantitative de la composition des aérosols submicronique, dont la taille est inférieure à $1\mu\text{m}$** . Il permet une mesure rapide et continue des composantes chimiques majeures des particules que sont la matière organique (OM) et les ions nitrate (NO_3^-), sulfate (SO_4^{2-}), ammonium (NH_4^+) et chlorure (Cl^-).



Analyseur AE33 (Mesure du Black Carbon)

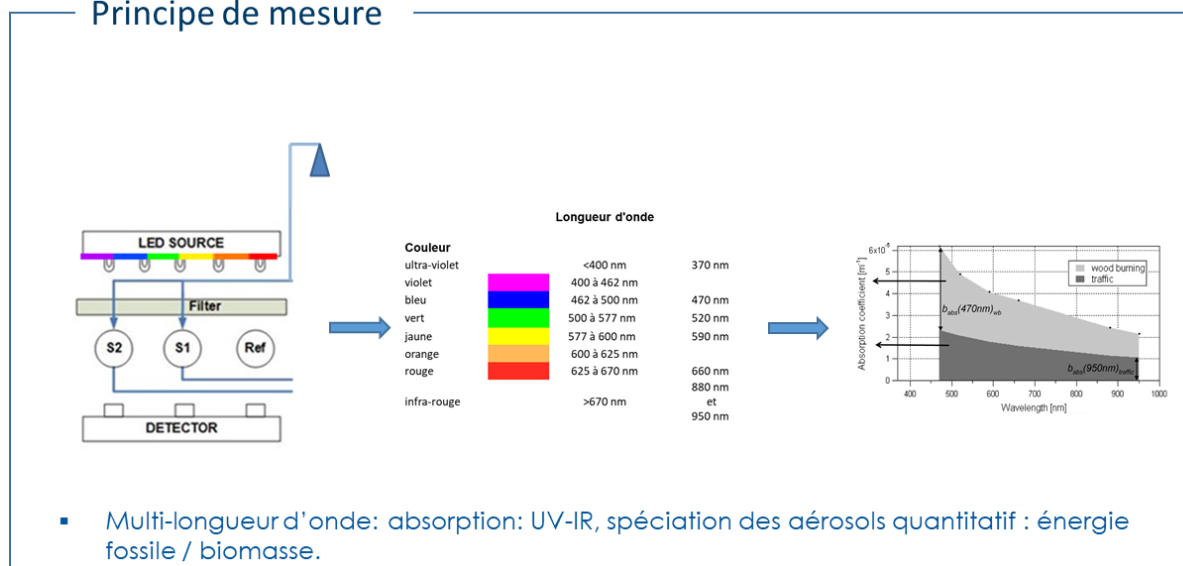
Les analyseurs AE33 sont utilisés au sein du dispositif de surveillance de la qualité de l'air francilien depuis 2015. Ces aethalomètres permettent la mesure du continu du Black Carbon.

Analyseur



L'aethalomètre mesure en continu la matière particulaire carbonée. Son principe de fonctionnement permet de faire la distinction entre les particules carbonées issues d'une combustion d'hydrocarbures (eBCff) et issues d'une combustion de biomasse (eBCwb).

Principe de mesure



L'analyseur permet la détermination des aérosols carbonés à partir de la mesure de l'atténuation d'un signal émis à travers l'échantillon. L'atténuation mesurée est directement liée à la masse de particules carbonées présente dans l'échantillon. Ce signal est composé de 7 longueurs d'ondes allant de l'Ultra-Violet à l'Infra-Rouge (voir schéma ci-dessus). La différence d'absorption suivant la longueur d'onde permet de dissocier la mesure totale des particules carbonées (EBC) en deux composantes (eBCff et eBCwb) suivant l'origine de la combustion. En effet, dans les longueurs d'onde proche de l'UV, certaines molécules organiques contribuent à l'augmentation de l'absorption mesurée par l'Aethalomètre. Ces molécules, regroupées sous le terme « Brown Carbon », sont supposées être majoritairement liées au chauffage au bois (Kochbach et al., 2006). Ce principe de fonctionnement permet d'estimer de façon automatique et en temps réel la fraction de Carbone Suie issue de la combustion d'hydrocarbures

(majoritairement liés au trafic routier en Ile-de-France) désignée par le terme « eBC_{ff} », et la fraction issue de la combustion de la biomasse (chauffage au bois, brûlage de déchets verts...), désignée sous le terme « eBC_{wb} » (cf. 2.2.2.2).

Cependant, ces deux fractions ne représentent pas la concentration en particules primaires issues de ces deux sources. En effet, lors d'une combustion, le carbone suie est associé à de la matière organique primaire, en quantité plus ou moins importante selon la source de combustion. Les concentrations en PM₁₀ primaires attribuables à ces deux familles de sources peuvent être estimées au moyen de facteurs multiplicatifs, établis lors d'études dans des environnements spécifiques, issus de la littérature scientifique.

Le guide méthodologique du LCSQA (LCSQA, 2020) préconise, pour une estimation des concentrations de particules liée à la combustion à partir de la mesure du carbone suie issu de L'AE33, d'utiliser les facteurs multiplicatifs suivants :

- PM_{ff} (équivalent PM₁₀) = 2 x eBC_{ff}

- PM_{wb} (équivalent PM₁₀) = 10 x eBC_{wb}

Cela indique que la combustion de la biomasse génère environ 5 fois plus d'aérosols organiques que la combustion d'hydrocarbures.

PM_{ff} et PM_{wb} représentent la concentration massique des particules issues respectivement de la combustion d'hydrocarbures et de la combustion de biomasse au sein de la fraction PM₁₀. Les émissions primaires à l'échappement sont comprises au sein de la fraction liée à la combustion d'hydrocarbures (PM_{ff}), mais ces estimations n'intègrent pas les particules issues de l'abrasion de la chaussée, des pneus, des freins, ni l'influence de l'échappement sur la formation d'aérosols secondaires à partir des émissions de précurseurs gazeux (dont les NO_x, issus à 60 % du trafic).

Les résultats de PM_{ff} et PM_{wb} sont associés à une incertitude de l'ordre de 50 %. Les coefficients théoriques ne sont en particulier pas applicables sur les sites largement influencés par l'une des deux sources, notamment sur les sites trafic les plus chargés, où la fraction liée aux hydrocarbures domine largement. Les coefficients doivent être étudiés spécifiquement par campagne de mesure (LCSQA, 2016 ; LCSQA, 2017).