

# Rôle des particules dans la contamination en micropolluants des retombées atmosphériques

Elodie Guigon<sup>1\*</sup>, Diane Le Bayon<sup>1</sup>, Fabrice Alliot<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UMR METIS 7619, Sorbonne Université, CNRS, EPHE, PSL, 75005 Paris

\* elodie.guigon@upmc.fr

## Résumé

*Les retombées atmosphériques ont un rôle prépondérant dans la dispersion des micropolluants dans l'environnement. En particulier, elles sont à l'origine de la contamination dans des têtes de bassins versants, où les sources de micropolluants ne sont pas présentes. Le processus de transfert des micropolluants de l'air aux retombées atmosphériques se décompose en un lessivage gazeux et particulaire. Bien que le lessivage gazeux soit bien décrit, la compréhension du lessivage particulaire reste à améliorer. De récents travaux tendent à montrer que les micropolluants se répartissent différemment entre les différentes tailles granulométriques des particules. L'étude en parallèle de cette répartition particulaire et des retombées atmosphériques pourrait permettre d'améliorer les connaissances sur les processus de contamination des retombées.*

## Points clefs

- ✓ *Les composés semi-volatils se répartissent entre les phases gazeuse, particulaire et aqueuse de l'atmosphère*
- ✓ *La répartition de ces micropolluants sur la phase particulaire varie en fonction de la taille des particules*
- ✓ *La contamination des retombées atmosphériques pourrait être liée à cette répartition particulaire*

## Abstract

Atmospheric fallout plays a major role in the dispersion of micropollutants in the environment. In particular, fallout is the source of contamination in the upstream of watersheds, where sources of micropollutants are not present. The process of the transfer of micropollutants from the air to atmospheric deposition is divided into gaseous and particulate scavenging. Although gas scavenging is well described, the understanding of particulate scavenging remains to be improved. Recent work tends to show that micropollutants are distributed differently among different particle sizes. Studying this particle distribution and atmospheric deposition in parallel could improve our knowledge of deposition contamination processes.

## Key points

- ✓ Semi-volatile compounds are distributed between the gaseous, particulate and aqueous phases of the atmosphere.
- ✓ The distribution of these micropollutants on the particle phase varies according to the particle sizes.
- ✓ Contamination of atmospheric deposition could be related to this particle distribution.

## Introduction

Depuis plus de 30 ans, la contamination de l'air et des retombées atmosphériques par divers micropolluants est régulièrement suivie dans le bassin de la Seine. Ces études ont pu mettre en évidence l'importance du transport atmosphérique de ces polluants depuis des zones où ils sont émis (principalement en milieu urbain) vers les zones rurales/forestières (Chevreuil *et al.*, 1996; Garban *et al.*, 2002; Teil *et al.*, 2004; Blanchard *et al.*, 2007; Gateuille *et al.*, 2014). Les dépôts de ces molécules par les retombées atmosphériques expliquent la contamination des têtes de bassin alors qu'aucune source de ces polluants n'est connue dans ces zones.

Les processus à l'origine de la contamination des retombées atmosphériques sont encore aujourd'hui mal identifiés. En effet, lors de la formation des nuages, les polluants s'équilibrent dans les différentes phases atmosphériques (gaz, liquide, particulaire). Si l'équilibre entre la phase gazeuse et liquide est bien connu, celui entre la phase particulaire et liquide l'est moins. Des études récentes montrent que la charge en certains polluants varie en fonction de la taille des particules, or cette taille peut également influencer le transfert des particules dans les retombées atmosphériques (Kaupp and McLachlan, 1999; Ma *et al.*, 2014; Hassanvand *et al.*, 2015).

L'objectif de cette action est double : d'une part, améliorer la compréhension des processus à l'origine de la contamination des retombées atmosphériques à partir des particules, et d'autre part, effectuer un nouveau bilan de la contamination de l'air et des retombées au cours d'une année afin d'évaluer les flux de polluants apportés par les retombées et leur évolution.

Ce premier rapport présente une synthèse des connaissances actuelles ainsi que la méthodologie envisagée afin d'améliorer les connaissances sur les processus impliqués dans la contamination des retombées atmosphériques.

## 1. Répartition des micropolluants dans l'atmosphère

### 1.1. Théorie

#### 1.1.1. La répartition entre les phases gazeuse et particulaire

La répartition des composés semi-volatils dans l'atmosphère entre les phases gazeuse et particulaire a été développée par Junge en 1977 en considérant les processus d'adsorption à la surface des particules et la pression de vapeur saturante des molécules à une température donnée. Dans les années suivantes, Yamasaki *et al.* (1982) et Bidleman *et al.* (1986 ; 1987) ont établi une relation entre la concentration en polluants dans la phase gazeuse et particulaire en fonction de la concentration en particules dans l'air et de la température. Cette relation était basée sur les isothermes de Langmuir (adsorption non compétitive entre molécules) (Pankow, 1987).

A partir de ces développements et de ces modèles d'adsorption à l'équilibre, Pankow a proposé un modèle physique de répartition entre la phase gazeuse et aérosols de l'atmosphère (Pankow, 1994). Il tient compte non seulement des processus d'adsorption sur les surfaces minérales des particules mais aussi de l'absorption au sein de la phase organique de celles-ci. Il définit alors un coefficient de partage  $K_p$  ( $\text{m}^3 \mu\text{g}^{-1}$ ) en fonction de la concentration en particules totales (TSP,  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) et des concentrations en polluants en phase gazeuse ( $A$ ,  $\text{ng m}^{-3}$ ) ou associés aux particules ( $F$ ,  $\text{ng m}^{-3}$ ) (1).

$$(1) \quad K_p = \frac{F/TSP}{A}$$

Ce  $K_p$  varie en fonction de la température et dépend des processus d'adsorption et d'absorption. Il est corrélé à la pression de vapeur liquide sous-refroidi sous la forme d'une relation log-log, mais ces corrélations sont variables en fonction des classes de composés. Ainsi, Harner *et al.* (1998) ont proposé un modèle alternatif en considérant que les particules atmosphériques étaient recouvertes d'un film organique et utilisent le coefficient de partage octanol/air ( $K_{oa}$ ) comme descripteur. Ils estiment que la répartition des composés semi-volatils est principalement contrôlée par les processus d'absorption sur la fraction de matière organique des particules ( $f_{om}$ ) avec en addition des processus d'adsorption. Pour les composés semi-volatils hydrophobes et

non polaires tels que les composés chlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ils aboutissent à la relation à l'équilibre (2) :

$$(2) \quad \text{Log } K_p = \text{Log } K_{oa} + \log f_{om} - 11,91$$

Ainsi, la répartition de ces composés entre les phases gazeuses et particulaires peut être décrite par les propriétés physico-chimiques des molécules et des paramètres météorologiques puisque  $K_p$  et  $K_{oa}$  varient en fonction de la température.

Cependant, Shoeib *et al.* (2004) démontrent que cette équation n'est pas adaptée aux composés semi-volatils ayant des propriétés hydrophiles. De plus, les valeurs de  $K_{oa}$  pouvant être très variables, Salthammer et Schripp (2015) proposent de remplacer  $K_{oa}$  par l'équation (3) dépendant du coefficient de partage octanol-eau ( $K_{ow}$ ), la constante des gaz parfait ( $R$ , Pa m<sup>3</sup> K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>), la température ( $T$  en Kelvin) et la constante de loi de Henry ( $H$ , Pa m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>).

$$(3) \quad K_{oa} = \frac{K_{ow} \cdot R \cdot T}{H}$$

Ainsi,  $K_p$  devient

$$(4) \quad K_p = \frac{K_{ow} \cdot f_{om} \cdot 10^{-11,91} \cdot R \cdot T}{H}$$

Bien que cette nouvelle équation présente également des incertitudes, celles-ci sont contrôlées par la constante  $H$  dont les incertitudes de mesures restent plus faibles que pour le  $K_{oa}$ . Il est également à noter que ces équations définissent la répartition à l'état d'équilibre. Or, en fonction de la source d'émission de ces composés, cet état d'équilibre pourrait mettre des semaines ou des mois à être atteint dans le cas de composés ayant des  $\text{Log } K_{oa}$  compris entre 9 et 12 (Weschler and Nazaroff, 2010).

### 1.1.2. Lessivage atmosphérique et contamination des retombées humides

Dans l'atmosphère, les composés semi-volatils peuvent également se dissoudre dans la phase aqueuse lors de la formation des nuages ou lors de l'entraînement physique des gouttelettes d'eau. Ce lessivage atmosphérique  $W$ , peut être décomposé en deux processus : un lessivage des molécules sous forme gazeuse (noté  $W_g$ ) et un lessivage des molécules associées aux particules (noté  $W_p$ ) (5).

$$(5) \quad W = W_g \cdot (1 - \varphi) + W_p \cdot \varphi = \frac{C_{pluie, total}}{C_{air, total}}$$

Où  $\varphi$  est la fraction de la concentration atmosphérique associée aux particules (6).

$$(6) \quad \varphi = K_p \cdot TSP / (K_p \cdot TSP + 1) = \frac{F}{F+A}$$

Le lessivage gazeux  $W_g$  dépend de la répartition des composés entre les phases gazeuse et aqueuse (7). A l'équilibre, celle-ci est décrite par la loi de Henry (8) . La constante de la loi de Henry  $H$  est définie comme le rapport entre la pression de vapeur et la solubilité et varie en fonction de la température. L'équilibre entre les deux phases est rapide puisqu'on estime qu'il est atteint dans une gouttelette qui tombe de quelques dizaines de mètres (Ligocki *et al.*, 1985a).

$$(7) \quad W_g = \frac{C_{pluie, dissout} \text{ ng } l^{-1}}{C_{air, gaz} \text{ ng } m^{-3}}$$

$$(8) \quad W_g = \alpha = R T / H$$

Le lessivage des particules est défini expérimentalement (9). Il se réalise lors de la formation des gouttelettes dans les nuages ou lors de l'impact des gouttes sur les particules sous le nuage et en supposant que les composés restent sous forme particulaire. L'importance de ce lessivage est variable en fonction des conditions météorologiques, des propriétés des composés et de la taille des particules (Ligocki *et al.*, 1985b). Il reste encore aujourd'hui difficile à prédire de manière théorique.

$$(9) \quad W_p = \frac{C_{pluie, particulaire} \text{ ng } l^{-1}}{C_{air, particule} \text{ ng } m^{-3}}$$

## 1.2. Dans le bassin de la Seine

Dans le cadre du programme PIREN-Seine et d'un projet financé par le Programme National de Recherche sur les Perturbateurs Endocriniens (PNRPE), la répartition des micropolluants dans l'air dans le bassin de la Seine a été étudiée entre 2010 et 2014 (Moreau-Guigon *et al.*, 2016a).

Les retombées atmosphériques jouent un rôle prépondérant dans l'apport de micropolluants et la contamination des sols et rivières dès les têtes de bassin versant où les sources de ces molécules ne sont pas présentes. Les phtalates, alkylphénols et HAP sont les composés majoritairement quantifiés dans les retombées (Figure 1).

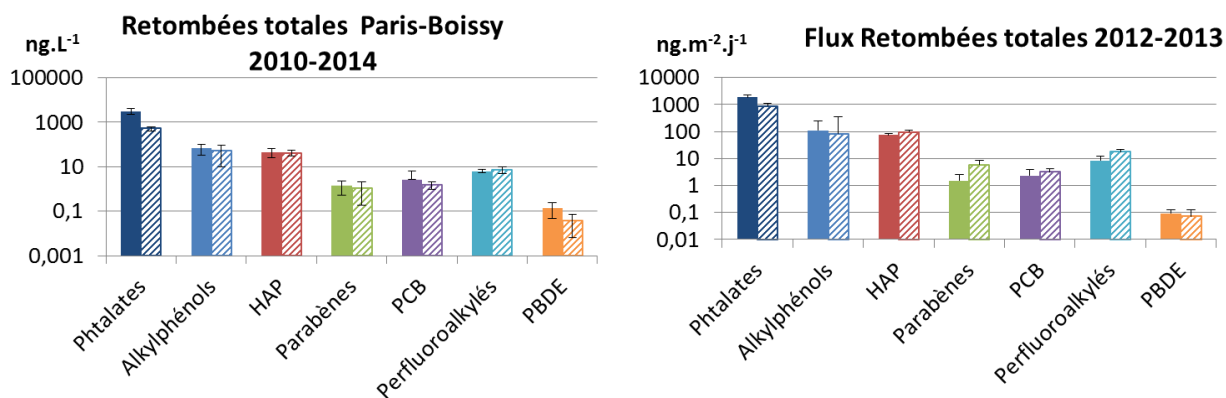


Figure 1. Concentrations moyennes en micropolluants dans les retombées atmosphériques entre 2010 et 2014 et Flux en micropolluants apportés par les retombées atmosphériques entre 2012-2013 à Paris (plein) et Boissy-le-Châtel (hachuré)

La présence de ces molécules dans les retombées atmosphériques est corrélée à celle dans l'air (Figure 2).

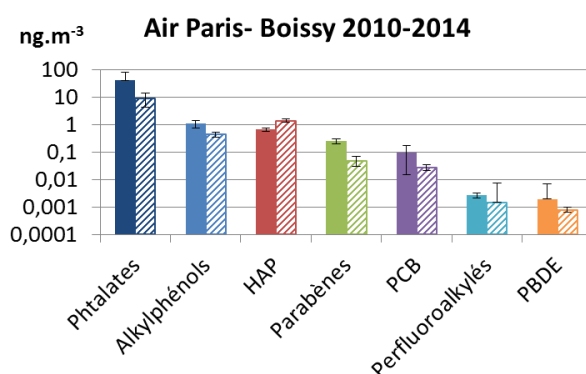


Figure 2. Concentrations moyennes en micropolluants dans l'air entre 2010 et 2014 à Paris (plein) et Boissy-le-Châtel (hachuré)

Dans l'air, nous avons observé que la majorité des molécules étudiées étaient principalement présentes en phase gazeuse, quelle que soit la saison (Figure 3), excepté certains composés comme un HAP, le benzo-a-pyrène (BaP) qui reste majoritairement en phase particulaire. De plus, quelques molécules comme un phtalate, le DEHP, ont une répartition variable en fonction de la saison : plutôt en phase gazeuse en été et en phase particulaire en hiver.

De plus, l'étude de la répartition des 58 composés semi-volatils, en air intérieur comme extérieur, avait permis d'établir que les composés ayant une pression de vapeur supérieure à  $10^{-3}$  Pa, se répartissaient à plus de 80 % en phase gazeuse (Moreau-Guigon *et al.*, 2016b). Les composés étudiés ayant une pression de vapeur variant de  $10^{-1}$  à  $10^{-8}$  Pa, ils sont donc présents sur les deux phases et la phase particulaire ne peut être négligée.

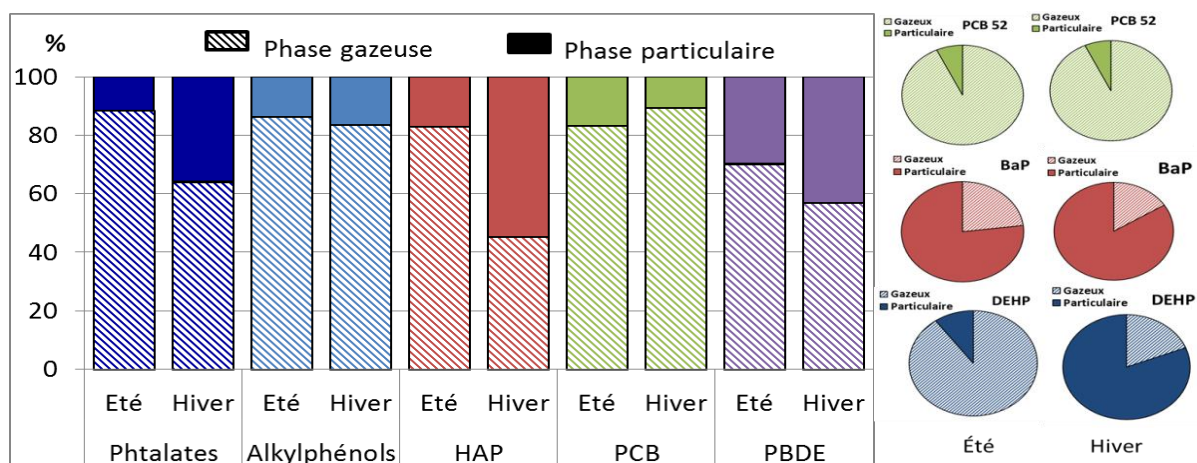


Figure 3. Répartition moyenne des composés semi-volatils entre les phases gazeuse et particulaire en saison estivale et hivernale en 2010 dans la région parisienne.

Plus récemment, dans le cadre du doctorat de Diane Le Bayon, la répartition de ces composés sur la phase particulaire a été étudiée plus finement. En effet, les particules atmosphériques ne sont pas de taille homogène et peuvent être classés en cinq groupes de taille granulométrique :

- La fraction TSP (*total suspended particles*) comprend toutes les particules en suspension dans l'air ; c'est la fraction historiquement étudiée ;
- La fraction respirable PM10 comprend les particules dont le diamètre est inférieur à 10  $\mu\text{m}$  ;
- La fraction fine PM2,5 : particules dont le diamètre est inférieur à 2,5  $\mu\text{m}$  ;
- La fraction très fine PM1 : particules dont le diamètre est inférieur à 1  $\mu\text{m}$  ;
- La fraction ultra-fine PM0,1 : particules dont le diamètre est inférieur à 0,1  $\mu\text{m}$  (nanoparticules).

Actuellement, des normes de qualité de l'air ambiant (objectifs de qualité, seuils d'alerte et valeurs limites) sont établies en France pour les PM10 et les PM2,5 (JORF, 2017).

Ainsi, trois sites de la région parisienne appartenant à Airparif et classés comme site urbain de fond ont été étudiés. Sur ces sites, la charge en 51 polluants a été suivie en 2019 au cours de 2 saisons (chaude / froide) sur les fractions PM2,5, PM10 et TSP (Le Bayon *et al.*, 2020). Pour les fractions de particules sélectionnées selon leur taille (PM2,5 et PM10) qui ont été analysées, il ressort que les phtalates et les HAP sont principalement retrouvés sur les PM2,5. Cela est observable lors de la saison où les teneurs sont les plus élevées (Figure 4). Les phtalates restent les composés dominants sur la phase particulaire, leurs teneurs en période chaude sont plus élevées qu'en période froide. En revanche, les teneurs en HAP sont plus élevées en hiver en lien avec les émissions liées au chauffage.

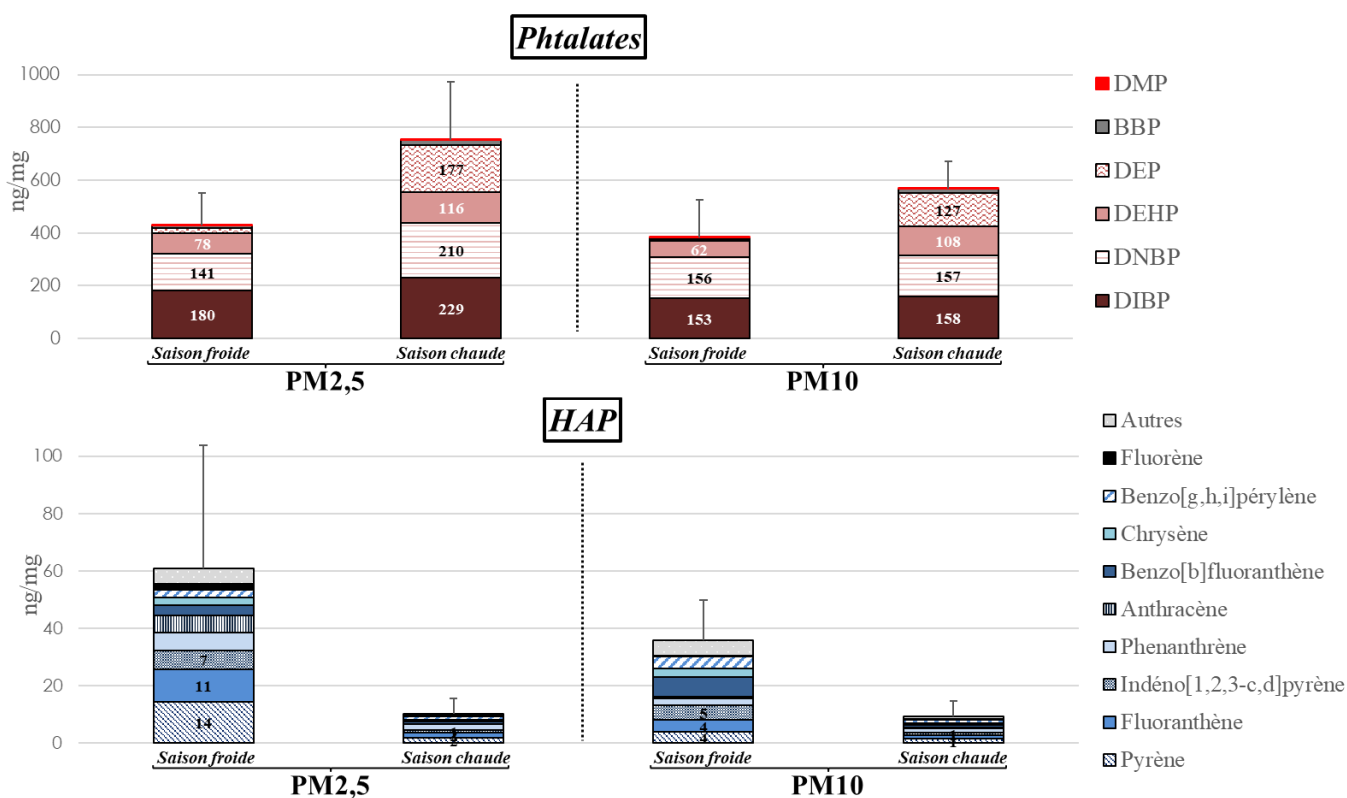


Figure 4. Répartition des phtalates et des HAP sur les PM2.5 et PM10 (en ng mg<sup>-1</sup>) sur les trois sites selon deux saisons (moyenne + erreur standard)

Cette variabilité des teneurs en fonction des tailles de particules et des saisons peut avoir une influence sur la contamination des retombées atmosphériques.

A partir des données précédemment acquises, nous pouvons estimer l'importance de ce lessivage particulaire. Par exemple, pour le DEHP en mars 2012 sur Paris, les concentrations étaient de 18,8 ng.m<sup>-3</sup> dans l'air avec respectivement 7,6 ng.m<sup>-3</sup> en phase gazeuse et 11,2 ng.m<sup>-3</sup> en phase particulaire et de 3,6 10<sup>6</sup> ng.m<sup>-3</sup> dans les retombées atmosphériques totales.

Expérimentalement,  $\varphi = 0,596$  et le lessivage atmosphérique  $W = 195 \cdot 10^3$  avec les concentrations mesurées. Le lessivage gazeux  $W_g$  peut être estimé à 23,78 à partir des propriétés physico-chimiques à 25°C. Ainsi le lessivage particulaire :

$$W_p = \frac{W - W_g(1 - \varphi)}{\varphi} = 348 \cdot 10^3$$

La valeur de  $W_p$  est donc très supérieure à celle de  $W_g$  pour le DEHP. Ainsi, même si le lessivage gazeux reste à préciser en tenant compte de la température lors des prélèvements, la prise en compte du lessivage particulaire ne peut pas être négligée pour l'estimation du lessivage atmosphérique. Or, celui-ci reste à ce jour estimé à partir des données expérimentales.

Ainsi, il reste très difficile de pouvoir estimer les concentrations dans les retombées atmosphériques à partir des mesures dans l'air (et inversement). En particulier, la principale erreur est liée à la prise en compte du lessivage des particules atmosphériques. En effet, si dans une première approximation, celui-ci peut être négligé, les derniers travaux nous indiquent que cette simplification ne peut se faire et qu'il est nécessaire de mieux connaître le lessivage des particules.

## 2. Etude des processus de la contamination des retombées atmosphériques dans le bassin de la Seine

La première étape de cette action consistera à étudier les processus liés à la contamination des retombées atmosphériques. Un suivi de la contamination en micropolluants de l'atmosphère sera réalisé sur deux sites. Le site à Paris (P13 AIRPARIF) est représentatif d'un milieu urbain de fond alors que le site à Boissy-le-Châtel (77) permettra de représenter une contamination atmosphérique en milieu rural et agricole où les sources de ces micropolluants peuvent être différentes ou de moindre mesure qu'en milieu urbain. En effet, les précédentes études sur ces deux sites ont montré que les concentrations en HAP dans les retombées atmosphériques étaient liées à la densité de population avec des valeurs plus élevées en milieu urbain (Garban *et al.*, 2002) et que le profil chimique présence de phtalates varie en fonction des sources (Surchamp, 2016). Inversement, les retombées en milieu rural/agricole se caractérisent par des concentrations plus fortes en pesticides (Blanchoud *et al.*, 2002; Teil *et al.*, 2004). Les particules pourront donc avoir une signature chimique différente sur les deux sites.

Dans ce cadre, des prélèvements seront réalisés à l'aide d'un DIGITEL DA77 qui permet de piéger les polluants sur phase gazeuse et particulaire en mode TSP. En parallèle, les retombées atmosphériques seront récoltées à l'aide d'une jauge Owen (composée d'un pluviomètre en inox (de 360 cm<sup>2</sup>) et d'un bidon de 25 L en aluminium afin de limiter la présence d'interférence physico-chimique avec les paramètres à mesurer).

Afin de mieux comprendre comment la répartition des composés sur les particules influence la contamination des retombées humides, des prélèvements de particules seront réalisés spécifiquement à l'aide d'un impacteur (MOUDI NR110) sur les deux sites. Cet impacteur permettra de collecter les particules selon 10 niveaux de séparation (0,056 à 18 µm). Il est actuellement prévu qu'une partie du filtre collectant la fraction la plus fine sera également étudiée dans l'action 5.1.2 sur les sources et flux de nanoparticules manufacturées afin d'améliorer la compréhension des sources de nanoparticules atmosphériques.

Les données de concentrations en phase gazeuse et particulaire (TSP, impacteur) de l'air seront alors comparées aux concentrations dans l'eau filtrée et sur les filtres (fraction particulaire) des retombées atmosphériques.

Les échantillons seront traités selon les protocoles précédemment utilisés et validés (Laborie *et al.*, 2016 ; Moreau-Guigon *et al.*, 2016a ; Le Bayon *et al.*, 2020).

Cette action n'a pas encore pu commencer en raison de la pandémie de COVID-19 qui a retardé l'achat de l'impacteur. Elle commencera au cours de l'année 2021.

Enfin, au cours des deux années suivantes, un DIGITEL DA77 et une jauge Owen seront déployés en parallèle sur les deux sites afin de réaliser un suivi de la contamination de l'atmosphère au cours des quatre saisons et permettra d'observer l'évolution des concentrations mesurées depuis 30 ans au sein du bassin de la Seine et du PIREN à l'aide de dispositifs de prélèvement similaires (Moreau-Guigon *et al.*, 2016a).

## Bibliographie

- Bidleman, T.F. and Foreman, W.T. (1987) Vapor-Particle Partitioning of Semivolatile Organic Compounds. Pp. 27–56 in: *Sources and Fates of Aquatic Pollutants*. Advances in Chemistry, **216**, American Chemical Society.
- Bidleman, T.F., Billings, W.Neil. and Foreman, W.T. (1986) Vapor-particle partitioning of semivolatile organic compounds: estimates from field collections. *Environmental Science & Technology*, **20**, 1038–1043.
- Blanchard, M., Teil, M.-J., Guigon, E., Larcher-Tiphagne, K., Ollivon, D., Garban, B. and Chevreuil, M. (2007) Persistent toxic substance inputs to the river Seine basin (France) via atmospheric deposition

and urban sludge application. *Science of The Total Environment*, **375**, 232–243. Human activity and material fluxes in a regional river basin: the Seine River watershed Seine Special Issue.

- Blanchoud, H., Garban, B., Ollivon, D. and Chevreuil, M. (2002) Herbicides and nitrogen in precipitation: progression from west to east and contribution to the Marne river (France). *Chemosphere*, **47**, 1025–1031.
- Chevreuil, M., Garmouma, M., Teil, M.J. and Chesterikoff, A. (1996) Occurrence of organochlorines (PCBs, pesticides) and herbicides (triazines, phenylureas) in the atmosphere and in the fallout from urban and rural stations of the Paris area. *Science of The Total Environment*, **182**, 25–37.
- Garban, B., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Chevreuil, M. and Ollivon, D. (2002) Atmospheric bulk deposition of PAHs onto France: trends from urban to remote sites. *Atmospheric Environment*, **36**, 5395–5403.
- Gateuille, D., Evrard, O., Lefevre, I., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Chevreuil, M. and Mouchel, J.-M. (2014) Combining measurements and modelling to quantify the contribution of atmospheric fallout, local industry and road traffic to PAH stocks in contrasting catchments. *Environmental Pollution*, **189**, 152–160.
- Harner, T. and Bidleman, T.F. (1998) Octanol-air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. *Environmental Science & Technology*, **32**, 1494–1502.
- Hassanvand, M.S., Naddafi, K., Faridi, S., Nabizadeh, R., Sowlat, M.H., Momeniha, F., Gholampour, A., Arhami, M., Kashani, H., Zare, A., Niazi, S., Rastkari, N., Nazmara, S., Ghani, M. and Yunesian, M. (2015) Characterization of PAHs and metals in indoor/outdoor PM10/PM2.5/PM1 in a retirement home and a school dormitory. *Science of The Total Environment*, **527–528**, 100–110.
- JORF. (2017) Arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant. P. in.:
- Kaupp, H. and McLachlan, M.S. (1999) Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition. *Atmospheric Environment*, **33**, 85–95.
- Laborie, S., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Desportes, A., Oziol, L. and Chevreuil, M. (2016) A new analytical protocol for the determination of 62 endocrine-disrupting compounds in indoor air. *Talanta*, **147**, 132–141.
- Le Bayon, D., Guigon, E., Oziol, L., Alliot, F. and Derenne, S. (2020) Characterization of the endocrine disruptors pollutant load according to the size of air particles. SETAC Europe, Dublin.
- Ligocki, M.P., Leuenberger, C. and Pankow, J.F. (1985a) Trace organic compounds in rain--II. Gas scavenging of neutral organic compounds. *Atmospheric Environment (1967)*, **19**, 1609–1617.
- Ligocki, M.P., Leuenberger, C. and Pankow, J.F. (1985b) Trace organic compounds in rain--III. Particle scavenging of neutral organic compounds. *Atmospheric Environment (1967)*, **19**, 1619–1626.
- Ma, J., Chen, L., Guo, Y., Wu, Q., Yang, M., Wu, M. and Kannan, K. (2014) Phthalate diesters in Airborne PM2.5 and PM10 in a suburban area of Shanghai: Seasonal distribution and risk assessment. *Science of The Total Environment*, **497–498**, 467–474.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gasperi, J., Surchamp, A., Labadie, P., Simonnet-Laprade, C., Teil, M.-J., Blanchard, M., Bourges, C., Desportes, A., Budzinski, H. and Chevreuil, M. (2016a) *Contamination de l'atmosphère par les composés perturbateurs endocriniens en Ile-de-France*. PIREN-Seine, Rapport de synthèse 2011 – 2015.



- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C. and Chevreuil, M. (2016b) Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment*, **147**, 423–433.
- Pankow, J.F. (1987) Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere. *Atmospheric Environment (1967)*, **21**, 2275–2283.
- Pankow, J.F. (1994) An absorption model of gas/particle partitioning of organic compounds in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, **28**, 185–188.
- Salthammer, T. and Schripp, T. (2015) Application of the Junge- and Pankow-equation for estimating indoor gas/particle distribution and exposure to SVOCs. *Atmospheric Environment*, **106**, 467–476.
- Shoeib, M., Harner, T., Ikonou, M. and Kannan, K. (2004) Indoor and Outdoor Air Concentrations and Phase Partitioning of Perfluoroalkyl Sulfonamides and Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environmental Science & Technology*, **38**, 1313–1320.
- Surchamp, A. (2016) Emissions potentielles de polluants organiques persistants à partir du milieu urbain et par les activités de traitement des déchets: impact sur la qualité de l'air au voisinage des sources. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 315 pp.
- Teil, M.-J., Blanchard, M. and Chevreuil, M. (2004) Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere*, **55**, 501–514.
- Weschler, C.J. and Nazaroff, W.W. (2010) SVOC partitioning between the gas phase and settled dust indoors. *Atmospheric Environment*, **44**, 3609–3620.
- Yamasaki, H., Kuwata, K. and Miyamoto, H. (1982) Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, **16**, 189–194.