



HAL
open science

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

Alexia Surchamp

► **To cite this version:**

Alexia Surchamp. 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. Sciences de la Terre. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, 2016. Français. NNT : 2016PA066010 . tel-01487862

HAL Id: tel-01487862

<https://theses.hal.science/tel-01487862>

Submitted on 13 Mar 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Pierre et Marie Curie

Ecole doctorale 398 : Géosciences, Ressources Naturelles et Environnement

Laboratoire Hydrologie et Environnement (LHE) - EPHE

UMR 7619 METIS

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 de Géosciences

Présentée par Alexia SURCHAMP

Soutenue le 22 Janvier 2016

Devant le jury composé de :

Maurice Millet	Université de Strasbourg	Rapporteur
Patrice Coddeville	Ecole des Mines de Douai	Rapporteur
Isabelle Déportes	ADEME	Examinatrice
Jean-Marie Mouchel	Université Pierre et Marie Curie	Examineur
Marc Chevreuil	Université Pierre et Marie Curie	Directeur de thèse
Elodie Moreau-Guigon	Ecole Pratique des Hautes Etudes	Co-encadrante de thèse

Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail de doctorat. Tout d'abord je voudrais remercier **Maurice Millet**, et **Patrice Coddeville** d'avoir accepté de relire ce travail et d'en être rapporteurs. Je souhaite également remercier **Isabelle Déportes**, examinatrice de ce rapport, pour son aide et nos nombreux échanges sur le sujet. Je tiens à remercier **Jean-Marie Mouchel** d'avoir accepté de présider ce jury.

Je tiens à remercier tout d'abord mes encadrants de thèse, **Marc Chevreuil** et **Elodie Moreau-Guigon**, qui m'ont permis de réaliser mon doctorat dans de très bonnes conditions. Je les remercie pour leur disponibilité, leurs conseils et leurs nombreuses relectures.

Merci également à l'ensemble des représentants des organismes qui ont permis la réalisation du projet au sein du programme **CORTEA** (financé par l'**ADEME**), mais aussi pour leur aide dans la détermination des sites de prélèvements, ainsi que pour nos différentes discussions sur l'interprétation de tous les résultats de ce travail. Merci à **Isabelle Déportes**, **Thierry Meunier**, **Yves Hollander**, **Sophie Mazoué**, **Romain Molle**, **Stéphane Bonneau**, **Patrick Ansart**, **Agnès Borbon**, et tous leurs collaborateurs.

Merci à toute l'équipe du Laboratoire Hydrologie et Environnement (LHE), pour leur soutien, leur aide et leur bonne humeur. Je tiens à remercier particulièrement **Fabrice Alliot**, pour ses compétences techniques et les nombreuses heures qu'il a passé pour son encadrement analytique, ainsi que pour m'avoir accompagné sur les différents sites de prélèvement durant ces trois années. Un grand merci également à **Catherine Bourges** et **Annie Desportes**, pour leur bonne humeur et leur aide technique au laboratoire.

Je souhaite également remercier le laboratoire de **BIOEMCO** pour son accueil et sa contribution analytique.

De manière plus générale, je tiens à remercier l'ensemble du personnel de l'**UMR METIS**, qui m'a très bien accueilli et aidé durant ces années. Merci également à **Pierre Ribstein** et aux **autres professeurs** de l'équipe pour m'avoir permis de donner des cours, et d'encadrer des étudiants en TD et en stage. Merci également à l'équipe de l'**ED GRNE** pour leur accueil au sein du conseil de l'école doctorale, et pour l'organisation de moment d'échange entre doctorants (JDD et stages terrain).

Un grand merci à mon bureau 401, **Bahar**, **Marie** et **Stéphanie**, pour leur aide, leur écoute ainsi que pour toutes nos discussions de ces trois années. Merci à **Raphaël** pour ta bonne

humeur constante et pour les super « goûters » que tu as organisés pendant ces trois ans. Merci également **aux autres doctorants** pour votre bonne humeur et tous les bons moments passés ensemble (soutenance de thèse, repas raclette et autres).

Enfin un énorme merci à **ma famille** et **mes amis**, pour leur immense soutien et leur nombreux encouragements, sans qui tout ceci n'aurait pas été réalisable. Merci à **mes parents, mon frère** et **ma sœur**, pour leur aide et leur soutien malgré le fait qu'ils ne comprenaient pas grand-chose à mon travail. Merci à **Fanny, Stéphanie, Nicolas, Adrien, Laure M., Laure P., Arnaud, Cédric** et tous les autres pour tous les moments de détente passés ensemble. Merci infiniment à mon chéri, **Kevin**, pour ton amour, ta patience et ton écoute (et il en fallu !!) et ton immense soutien.

Résumé

L'Homme est directement exposé, via l'air ambiant, à une multitude de composés organiques semi-volatils (COSV), dont font partie les polluants organiques persistants. Ces derniers sont suffisamment rémanents et lipophiles pour pouvoir d'une part, faire l'objet d'un transport atmosphérique à longue distance et d'autre part, être inhalés et bio-accumulés par les êtres humains. Ces contaminants ne sont pas seulement émis par processus de combustion, mais aussi par volatilisation passive à partir du milieu urbain et des sols pollués. Cependant, la connaissance de la diversité des sources potentielles d'émissions de COSV par volatilisation passive reste encore fragmentaire.

Ainsi, l'objectif général de ce doctorat a été de caractériser les émissions indirectes de COSV (PCB, HCB, PeCB, HAP, phtalates et PBDE) au droit de milieux potentiellement contaminés par des emplois passés ou actuels de ces composés (zones ferroviaires souterraines, axes de circulation) et de sites de traitement de déchets (station d'épuration, traitement de déchets, destruction de véhicules hors d'usage VHU). Des réseaux de mesure comprenant des préleveurs d'air actifs « grand volume », des capteurs passifs et de bio-accumulateurs ont été utilisés pour acquérir des données au voisinage des sources potentielles.

Les résultats révèlent une ubiquité de tous les composés recherchés dans l'air, où leur présence en phase gazeuse est majoritaire. La contamination de l'air au niveau des sites d'étude montre une hiérarchisation commune (phtalates > HAP >> HCB > PeCB > PCB > PBDE), où la contamination de l'air en période estivale est plus importante, confirmant l'importance relative des émissions diffuses par volatilisation passive. Les résultats obtenus à partir des capteurs passifs démontrent l'intérêt de cet outil complémentaire pour la réalisation d'études à grande échelle spatio-temporelle. L'interprétation de l'état du milieu (IEM) à partir des analyses d'air, de sols, des retombées atmosphériques et des bio-accumulateurs végétaux, indiquent cependant que la contamination demeure le plus souvent du niveau de celle du milieu urbain (centre de Paris).

Les résultats amènent à considérer que les émissions diffuses de COSV non halogénés (phtalates et HAP) par volatilisation passive, constituent une question environnementale dont les enjeux pourraient dépasser ceux des anciens polluants organiques persistants POP (PCB, PBDE,...).

Mots clés : contaminants organiques, volatilisation passive, air ambiant, gaz, particules, sources diffuses, impact, exposition humaine

Sommaire

REMERCIEMENTS.....	3
RESUME	5
SOMMAIRE.....	7
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX	11
LISTE DES ABREVIATIONS.....	21
GLOSSAIRE.....	23
INTRODUCTION.....	255
Chapitre 1 : Comportement des polluants organiques persistants (PCB, PBDE, PeCB et HCB) et des composés semi-volatils dans le compartiment atmosphérique (HAP, phtalates)- Etat de l'art.....	299
1. Les POP organochlorés.....	333
1.1 Les PCB	333
1.2 Pentachlorobenzène (PeCB) et hexachlorobenzène (HCB)	388
1.3 Retardateurs de flamme (PBDE).....	4141
2. Molécules assimilées aux POP par la CEE : les HAP.....	455
3. Les plastifiants (phtalates)	5050
4. Objectifs et problématique.....	54
Chapitre 2: Stratégie d'échantillonnage sur les sites expérimentaux.....	555
1. Stratégie d'échantillonnage.....	577
2. Description des différents sites d'études et des échantillonnages	622
2.1 Sites de référence (référence urbaine et rurale).....	622
2.1.1 Site de référence en habitat rural (Boissy-le-Châtel)	622
2.1.2 Site de référence en milieu urbain (Paris 13ème).....	633
2.2 Sites et zones d'activités liées aux traitements de déchets liquides et solides.....	644
2.2.1 Station d'épuration de Briis-sous-Forges.....	644
2.2.2 Centre de traitement de déchets industriels (Mitry-Mory).....	688
2.2.3 Zone industrielle Limay- Porcheville- Guitrancourt	7070
2.3 Sites de transports routier et ferroviaire	733
2.3.1 Site de trafic routier en milieu urbain (Boulevard Périphérique Est).....	733
2.3.2 Enceinte ferroviaire souterraine	744
Chapitre 3 : Protocoles de prélèvement terrain et validation des méthodologies analytiques des différentes matrices environnementales.....	777

1. Echantillonnage.....	799
1.1 Air ambiant	Erreur ! Signet non défini.9
1.2 Retombées atmosphériques (RA).....	822
1.3 Eaux usées de STEP.....	833
1.4 Boues liquides de STEP.....	833
2. Protocole d'extraction.....	833
2.1 Air.....	844
2.2 Retombées atmosphériques (RA).....	855
2.3 Eaux usées de STEP.....	855
2.4 Boues de STEP.....	855
2.5 Feuilles de platanes et sols.....	86
2.6 Analyse et expression des résultats.....	876
3. Validation des différentes méthodes et blancs analytiques.....	888
3.1 Air.....	888
3.2 Retombées atmosphériques.....	9090
3.3 Eaux usées de STEP.....	9090
3.4. Bilan de la validation des méthodes.....	9090
4. Spécificités des préleveurs d'air passifs.....	9191
4.1 Théorie des préleveurs passifs.....	9291
4.2. Calculs des volumes d'air.....	933
5. Phénomène de dégradation au sein des préleveurs actifs et passifs.....	944
5.1 Dégradation dans les préleveurs actifs.....	944
5.2 Dégradation dans les capteurs passifs.....	955
6. Difficultés analytique rencontrées et perspectives de solutions.....	966
6.1 Difficultés rencontrés avec les échantillons réels.....	966
6.2 Perspective analytique de l'étude.....	966

Chapitre 4 : Caractérisation des émissions diffuses par les activités de traitements, de transports et industrielles 999

1. Caractérisation du bruit de fond de la contamination.....	101101
1.1 Bruit de fond de la contamination à Paris.....	101
1.1.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination.....	101101
1.1.2 Caractérisation de la répartition des phases par échantillonnage actif.....	102102
1.1.3 Etude de la variabilité saisonnière.....	1066
1.1.4 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif.....	1066
1.2 Bruit de fond de la contamination à Boissy-le-Châtel.....	1077
1.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination.....	1077
1.2.2 Caractérisation de la répartition des phases par échantillonnage actif.....	1088
1.2.3 Etude de la variabilité saisonnière.....	11111

1.2.4 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif	11212
2. Caractérisation du transport urbain	11313
2.1 Axe de trafic routier.....	113
2.1.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination.....	11313
2.1.2 Caractérisation de la répartition des phases et des profils moléculaires par échantillonnage actif	1155
2.1.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif	1244
2.2 Enceinte ferroviaire souterraine.....	125
2.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination.....	1266
2.2.2 Caractérisation de la répartition des phases et des profils moléculaires par échantillonnage actif	1288
2.2.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif	1399
3. Caractérisation des activités de traitement des déchets (liquides et solides).....	14040
3.1 Station d'épuration des eaux usées de Briis-sous-Forges.....	141
3.1.1Caractérisation de la contamination au sein des matrices eaux usées et boues	14141
3.1.2 Caractérisation générale des niveaux de contamination pour la matrice atmosphérique	1499
3.1.3 Caractérisation des spectres en contaminants et d'émissions en relation avec les activités d'épuration des eaux usées (prélèvement dynamique).....	15151
3.1.4 Recherche des zones d'émissions à partir d'un réseau de capteurs passifs	16060
3.2 Centre de traitement et d'élimination des déchets dangereux de Mitry-Mory.....	163
3.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination pour la matrice atmosphérique	16363
3.2.2 Caractérisation des spectres en contaminants	1655
3.2.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passifs.....	17272
3.3 Zone industrielle de Limay-Porcheville et zone ISDD de Guitrancourt.....	173
3.3.1 Etude de la contamination de la matrice atmosphérique par échantillonnage dynamique : cas de la ZI de Limay-Porcheville	1744
3.3.2 Etude de la contamination par échantillonnage passif : cas de la ZI de Limay-Porcheville.....	18282
3.3.3 Evolution des niveaux de contamination au sein de l'ISDD de Guitrancourt	1844

Chapitre 5 : Hiérarchisation des sites d'étude et approche du risque potentiel de contamination de la population riveraine 1877

1. Hiérarchisation des sites d'étude pour la matrice air.....	1899
2. Etude des bio-accumulateurs végétaux supérieurs	1955
3. Etude des retombées atmosphériques.....	2044
4. Etude des sols.....	2088
5. Estimation des flux d'émissions sur le site de la STEP et de la zone de Limay-Porcheville et essai d'évaluation du risque potentiel sanitaire sur la population riveraine.....	21010

CONCLUSION- PERSPECTIVES..... 223223

BIBLIOGRAPHIE	2277
ANNEXES	2443

Liste des figures et tableaux

FIGURE 1: CYCLE BIOGEOCHIMIQUE DES POP	32
FIGURE 2: STRUCTURE GENERALE D'UN PCB.....	33
FIGURE 3: DIFFERENTES SOURCES INDUSTRIELLES DES PCB EN FONCTION DU TYPE D'APPLICATION	37
FIGURE 4: STRUCTURE GENERALE DU PECB ET DE L'HCB	38
FIGURE 5: DIAGRAMME MFA POUR L'HCB EN EUROPE EN 2000.....	41
FIGURE 6: STRUCTURE GENERALE D'UN PBDE.....	41
FIGURE 7: DISTRIBUTION DES USAGES DU BDE-209	42
FIGURE 8: LISTE DES 16 HAP PRIORITAIRES SELON L'US EPA.....	47
FIGURE 9: DIAGRAMME MFA POUR LES 5 HAP EN EUROPE EN 2000.....	50
FIGURE 10: STRUCTURE GENERALE D'UN PHTALATE.....	50
FIGURE 11: SCHEMA ILLUSTRATIF DES SOURCES D'EMISSIONS DIRECTES PONCTUELLES.....	59
FIGURE 12: SCHEMA ILLUSTRATIF DU PRINCIPE DE L'APPROCHE "INDIRECTE"	59
FIGURE 13: EMLACEMENT DES SITES D'ETUDE POUR LES CAMPAGNES DE PRELEVEMENT 2013/2014.....	61
FIGURE 14: IMAGE SATELLITE DE LA STATION D'EPURATION DE BRIIS-SOUS-FORGES	65
FIGURE 15: IMAGE DE SYNTHESE DE LA DISPOSITION DES INSTALLATIONS POUR LA STEP.....	67
FIGURE 16: DISPOSITION DES DIFFERENTS PRELEVEURS SUR LE SITE DE LA STEP ET DE LA MAIRIE DE BRIIS-SOUS-FORGES	67
FIGURE 17: ZONE INDUSTRIELLE DE MITRY-COMPANS.....	69
FIGURE 18: EMLACEMENT DES PRELEVEURS D'AIR ACTIFS ET PASSIFS SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE MITRY-MORY	70
FIGURE 19: PLAN DES DIFFERENTES STATIONS EMETTRICES DE POP DU SECTEUR DE LIMAY- PORCHEVILLE.....	71
FIGURE 20: CARTE DE LA ZONE D'ETUDE LIMAY-PORCHEVILLE-GUITRANCOURT	72
FIGURE 21: EMLACEMENT DE LA STATION DE MESURE D'AIR BP EST	74
FIGURE 22: PHOTO DES DIFFERENTS TYPES DE PRELEVEURS ACTIFS.....	80
FIGURE 23: PHOTO ET SCHEMA D'UN PRELEVEUR PASSIF PUF	80
FIGURE 24: SCHEMA DU SYSTEME DE PRELEVEMENT TISCH ET ZAMBELLI	80
FIGURE 25: COLLECTEUR DE DEPOTS ATMOSPHERIQUES TOTAUX.....	83
FIGURE 26: ILLUSTRATION DU PROFIL DES CAPTEURS PASSIFS MONTRANT LES TROIS PHASES D'ABSORPTION	93
FIGURE 27: VARIATION SAISONNIERE DES FAMILLES DE COMPOSES SUR LE SITE DE PARIS ENTRE 2013 ET 2015	106
FIGURE 28: VARIATION SAISONNIERE DES FAMILLES DE COMPOSES SUR LE SITE DE BOISSY- LE-CHATEL ENTRE 2013 ET 2015	112

FIGURE 29: DIRECTION DES VENTS SUR LE SECTEUR DE PARIS (PARC MONTSOURIS) SUR LA PERIODE DU 22 SEPTEMBRE AU 5 NOVEMBRE 2014 ET DU 14 JANVIER AU 26 FEVRIER 2015	115
FIGURE 30: PROFILS MOLECULAIRES DES PHTALATES POUR BP EST ET PARIS 13EME	116
FIGURE 31: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PHTALATES SUR LES SITES DE BP EST ET PARIS 13 ^{EME}	117
FIGURE 32: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN HAP SUR LES SITES DE BP EST ET PARIS 13EME	119
FIGURE 33: PROFILS MOLECULAIRES EN HAP A BP EST ET A PARIS 13 ^{EME}	120
FIGURE 34: RATIOS MOLECULAIRES POUR LES HAP (EN PHASE PARTICULAIRE) SUR LE SITE DE BP EST ET DE PARIS 13EME	120
FIGURE 35: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PECB/ HCB/ Σ 7 PCB _I SUR LES SITES DE BP EST ET PARIS 13EME	123
FIGURE 36: VARIATION SAISONNIERE DES FAMILLES DE COMPOSES SUR LES SITES DE BP EST ET PARIS POUR L'ANNEE 2014	124
FIGURE 37: DIRECTION ET VITESSE DES VENTS SUR LE SECTEUR DE PARIS MONTSOURIS SUR LA PERIODE DU 11 SEPTEMBRE AU 6 NOVEMBRE 2013 ET DU 5 DECEMBRE 2013 AU 4 FEVRIER 2014	128
FIGURE 38: PROFILS MOLECULAIRES DES PHTALATES DANS L'ENCEINTE FERROVIAIRE FERMEE (EFS) ET A PARIS 13EME	129
FIGURE 39: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PHTALATES SUR LES SITES DE L'EFS ET PARIS 13EME	130
FIGURE 40: PROFILS MOLECULAIRES DES HAP PRESENTS DANS L'AIR AU SEIN DE L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET A PARIS 13EME	132
FIGURE 41: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN HAP SUR LES SITES DE L'EFS ET PARIS 13EME	132
FIGURE 42: DENDROGRAMME DE SIMILARITE ENTRE LES CONCENTRATIONS EN HAP (PHASES GAZEUSE ET PARTICULAIRE) SUR LE SITE EFS ET PARIS 13EME	133
FIGURE 43: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PBDE SUR LES SITES DE L'EFS ET PARIS 13EME	135
FIGURE 44: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN ORGANOCHLORES SUR LES SITES DE L'EFS ET PARIS 13EME	137
FIGURE 45: PROFILS MOLECULAIRES EN COMPOSES ORGANOCHLORES DANS L'AIR DE L'EFS ET DE PARIS 13EME	137
FIGURE 46: VARIATION SAISONNIERE DES FAMILLES DE COMPOSES SUR LES SITES DE L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET PARIS POUR L'ANNEE 2013	138
FIGURE 47: GRAPHIQUE DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES POUR LA SAISON HIVER ET ETE 2013 POUR LES EAUX D'ENTREE ET DE SORTIE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	142

FIGURE 48: PROFILS MOLECULAIRES EN PHTALATES POUR L'EAU BRUTE ET L'EAU EPUREE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES.....	142
FIGURE 49: GRAPHIQUE DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP POUR LA SAISON HIVER ET ETE 2013 POUR LES EAUX D'ENTREE ET DE SORTIE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	143
FIGURE 50: PROFILS MOLECULAIRES EN HAP POUR L'EAU BRUTE ET L'EAU EPUREE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	144
FIGURE 51: GRAPHIQUE DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE POUR LA SAISON HIVER ET ETE 2013 POUR LES EAUX D'ENTREE ET DE SORTIE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	145
FIGURE 52: GRAPHIQUE DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN ORGANOCHLORES (PCB, PECB ET HCB) POUR LA SAISON HIVER ET ETE 2013 POUR LES EAUX D'ENTREE ET DE SORTIE DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES.....	145
FIGURE 53: TENEURS DES FAMILLES DE COMPOSES DANS LES BOUES LIQUIDES ET LES BOUES D'EPANDAGE DE LA STEP, ET PRESENTANT LES TAUX DE DIMINUTION (-) ET D'AUGMENTATION (+)	148
FIGURE 54: TENEURS DES PBDE DANS LES BOUES LIQUIDES ET SECHES DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES.....	148
FIGURE 55: DIRECTION DES VENTS SUR LE SECTEUR DE LA STEP AU COURS DES DEUX PERIODES D'ETUDE DE 2013	150
FIGURE 56: PROFILS MOLECULAIRES EN PHTALATES SUR LE SITE DE LA STEP, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE-CHATEL	152
FIGURE 57: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PHTALATES SUR LES SITES DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY).....	153
FIGURE 58: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN HAP SUR LES SITES DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY).	155
FIGURE 59: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PBDE SUR LES SITES DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY).	157
FIGURE 60: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN ORGANOCHLORES (PCB, PECB ET HCB) SUR LES SITES DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY).	159
FIGURE 61: DIRECTION ET VITESSE DES VENTS SUR LE SECTEUR DE MITRY-MORY PERIODE DU 4 JUIN AU 16 JUILLET ET DU 4 NOVEMBRE 2013 AU 17 DECEMBRE 2014.....	165
FIGURE 62: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PHTALATES SUR LE SITE DE DU CTDD DE MITRY-MORY EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)	166

FIGURE 63: PROFILS MOLECULAIRES EN PHTALATES SUR LE SITE DU CTDD DE MITRY-MORY, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE CHATEL.....	166
FIGURE 64: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN HAP SUR LE SITE DE DU CTDD DE MITRY-MORY EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)..	168
FIGURE 65: PROFILS MOLECULAIRES EN HAP SUR LE SITE DU CTDD DE MITRY-MORY, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE CHATEL	168
FIGURE 66: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PBDE SUR LE SITE DE DU CTDD DE MITRY-MORY EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)..	170
FIGURE 67: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN ORGANOCHLORES (PCB, PECB ET HCB) SUR LE SITE DE DU CTDD DE MITRY-MORY EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)..	171
FIGURE 68: DIRECTION ET VITESSE DES VENTS SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE AU COURS DES PERIODES DU 12 FEVRIER AU 15 AVRIL ET DU 3 JUIN AU 15 JUILLET 2014	176
FIGURE 69: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PHTALATES SUR LA ZI DE LIMAY-PORCHEVILLE EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)..	177
FIGURE 70: PROFILS MOLECULAIRES EN PHTALATES SUR LE SITE DU GYMNASSE DE LIMAY, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE CHATEL	177
FIGURE 71: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN HAP SUR LA ZI DE LIMAY-PORCHEVILLE EN COMPARAISON AVEC LE SITE DE REFERENCE DE PARIS.....	178
FIGURE 72: PROFILS MOLECULAIRES EN HAP SUR LE SITE DU GYMNASSE DE LIMAY, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE CHATEL	179
FIGURE 73: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PBDE SUR LA ZI DE LIMAY-PORCHEVILLE EN COMPARAISON AVEC LES DEUX SITES DE REFERENCE (PARIS ET BOISSY)..	179
FIGURE 74: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PCB ($\Sigma 18$) SUR LA ZI DE LIMAY-PORCHEVILLE EN COMPARAISON AVEC LE SITE DE REFERENCE DE PARIS.....	180
FIGURE 75: CONCENTRATIONS MOYENNES TOTALES EN PECB ET EN HCB SUR LA ZI DE LIMAY-PORCHEVILLE EN COMPARAISON AVEC LE SITE DE REFERENCE DE PARIS.....	181
FIGURE 76: CONCENTRATIONS EN COSV DANS L'AIR PAR LES CAPTEURS PASSIFS EN ETE 2014	183
FIGURE 77: HIERARCHISATION DES SITES D'ETUDE EN FONCTION DES CONCENTRATIONS DE LA MATRICE AIR POUR LES PRELEVEMENTS ACTIFS.....	190
FIGURE 78: HIERARCHISATION DES SITES D'ETUDE EN FONCTION DES CONCENTRATIONS DE LA MATRICE AIR POUR LES PRELEVEMENTS PASSIFS	192
FIGURE 79: ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES DES FAMILLES DE COMPOSES POUR LES DIFFERENTS SITES D'ETUDE	194

FIGURE 80: CARTE DES SITES DE PRELEVEMENT DES FEUILLES DE PLATANES SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	196
FIGURE 81: TENEURS EN POLLUANTS DANS LES FEUILLES DE PLATANES POUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	197
FIGURE 82: LOCALISATION DU CENTRE DE TRAITEMENT DES DECHETS DANGEREUX DE GUITRANCOURT	198
FIGURE 83: TENEURS EN POLLUANTS DANS LES FEUILLES DE PLATANES POUR LA ZONE DE GUITRANCOURT, ISSOU- GARGENVILLE.....	199
FIGURE 84: CARTE DES SITES DE PRELEVEMENT DES FEUILLES DE PLATANES SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE MITRY-MORY	200
FIGURE 85: TENEURS EN POLLUANTS DANS LES FEUILLES DE PLATANES POUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE MITRY-MORY	201
FIGURE 86: COMPARAISON DE LA CONTAMINATION DE L'AIR SUR LES SECTEURS INDUSTRIELS ET LES SITES DE BRUIT DE FOND URBAIN (PARIS) A PARTIR DE BIO-ACCUMULATEURS VEGETAUX	203
FIGURE 87: CONCENTRATIONS MOYENNES DES POP DANS LES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES SUR LES DIFFERENTS SITES EN ETE ET HIVER 2014	206
FIGURE 88: PRECIPITATIONS ET TEMPERATURES DES DIFFERENTS SITES POUR L'ANNEE 2014	207
FIGURE 89: TENEURS EN POLLUANTS DANS LES SOLS POUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE-GUITRANCOURT.....	209
FIGURE 90: SCHEMA REPRESENTATIF DU PRINCIPE DU CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS AU NIVEAU DES BASSINS.....	212
FIGURE 91: ILLUSTRATION DU PRINCIPE DU CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS SUR L'IMPLANTATION TOTALE DE LA STEP.....	214
FIGURE 92: ILLUSTRATION DU PRINCIPE DU CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	217
FIGURE 93: EXEMPLE DE FEUILLE DE CALCULS DES EXPOSITIONS THEORIQUES PAR INHALATION	220
FIGURE 94:INTERPRETATION DES INTERVALLES DE GESTION DONNES PAR LA GRILLE DE CALCULS DE L'ITEM.....	221

TABLEAU 1: LISTE DES 7 CONGENERES INDICATEURS	33
TABLEAU 2: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES 7 PCB INDICATEURS	34
TABLEAU 3: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU PECB ET DE L'HCB	39
TABLEAU 4: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES PBDE	43
TABLEAU 5: SOURCES ANTHROPIQUES DES HAP	46
TABLEAU 6: PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DES 16 HAP	48
TABLEAU 7: IDENTIFICATION DES GROUPEMENTS POUR LES 6 PHTALATES RECENSES PAR L'US EPA	51
TABLEAU 8: CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES 6 PRINCIPAUX PHTALATES	51
TABLEAU 9: SOURCES ET VOIES D'EXPOSITION AUX PHTALATES POUR L'HOMME	52
TABLEAU 10: RECAPITULATIF DU MATERIEL SUR CHACUN DES SITES DE LA CAMPAGNE 2013/2014	61
TABLEAU 11: TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR POUR LE SITE DE REFERENCE RURAL DE BOISSY-LE-CHATEL	63
TABLEAU 12: TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR POUR LE SITE DE REFERENCE URBAIN DE PARIS 13 ^{EME}	64
TABLEAU 13: DETAILS DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR SUR LA STEP	68
TABLEAU 14: PLANNING DES PRELEVEMENTS DES EAUX USEES (ENTREE ET SORTIE) ET DES BOUES LIQUIDES SUR LE SITE DE LA STEP	68
TABLEAU 15 : TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE MITRY- MORY	70
TABLEAU 16: TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY- PORCHEVILLE	73
TABLEAU 17: TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR SUR LE SITE DE BP EST	74
TABLEAU 18: TABLEAU RECAPITULATIF DES PERIODES ET DES CONDITIONS DE REALISATION DES PRELEVEMENTS ACTIFS ET PASSIFS D'AIR POUR LA ZONE FERROVIAIRE SOUTERRAINE	75
TABLEAU 19: REPARTITION DES DIFFERENTS PRELEVEURS ACTIFS SUR LES SITES	80
TABLEAU 20: PARAMETRES SPECIFIQUES DES DIFFERENTS PRELEVEURS ACTIFS	81
TABLEAU 21: PROTOCOLES D'EXTRACTION EN FONCTION DES DIFFERENTES MATRICES	86
TABLEAU 22: RENDEMENTS MOYEN D'EXTRACTION DE LA PHASE PARTICULAIRE ET VALEURS DES BLANCS	88
TABLEAU 23: RENDEMENTS MOYEN D'EXTRACTION DE LA PHASE GAZEUSE ET VALEURS DES BLANCS	89

TABLEAU 24: RENDEMENTS D'EXTRACTION DES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES ET VALEURS DES BLANCS.....	90
TABLEAU 25: CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES DES DIFFERENTES FAMILLES POUR LE SITE DE PARIS.....	101
TABLEAU 26: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES DANS L'AIR DE PARIS 13EME ...	102
TABLEAU 27: CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP DANS L'AIR DE PARIS 13EME.....	103
TABLEAU 28: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE DANS L'AIR DE PARIS 13EME.....	104
TABLEAU 29: CONCENTRATIONS MOYENNES EN ORGANOCHLORES DANS L'AIR DE PARIS 13EME	105
TABLEAU 30: COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN COSV EN PHASE GAZEUSE POUR LES PRELEVEURS D'AIR ACTIFS ET PASSIFS POUR LE SITE DE PARIS	107
TABLEAU 31: CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES DES DIFFERENTES FAMILLES POUR LE SITE DE BOISSY	107
TABLEAU 32: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES DANS L'AIR DE BOISSY.....	108
TABLEAU 33: CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP DANS L'AIR DE BOISSY.....	109
TABLEAU 34: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE DANS L'AIR DE BOISSY	110
TABLEAU 35: CONCENTRATIONS MOYENNES EN ORGANOCHLORES (PCB, PECB ET HCB) DANS L'AIR DE BOISSY	111
TABLEAU 36: COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN COSV EN PHASE GAZEUSE POUR LES PRELEVEURS D'AIR ACTIFS ET PASSIFS POUR LE SITE DE BOISSY	113
TABLEAU 37: CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES DES DIFFERENTES FAMILLES POUR LES SITES DE BP EST ET DE PARIS (REFERENCE URBAINE) ET P-VALUE (BP EST/ PARIS) PAR LE TEST DE MANN-WHITNEY-WILCOXON	114
TABLEAU 38: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES DANS L'AIR DE BP EST ET DE PARIS 13 ^{EME}	116
TABLEAU 39: CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP DANS L'AIR DE BP EST ET DE PARIS 13EME	119
TABLEAU 40: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE DANS L'AIR (PHASES GAZEUSE ET PARTICULAIRE) SUR LES EMBLEMES DES STATIONS AIRPARIF BOULEVARD PERIPHERIQUE EST ET PARIS 13EME.....	121
TABLEAU 41: CONCENTRATIONS MOYENNES EN ORGANOCHLORES (PECB/HCB/7PCBI) DANS L'AIR SUR LES EMBLEMES DES STATIONS AIRPARIF BOULEVARD PERIPHERIQUE EST ET PARIS 13EME	122
TABLEAU 42: CONCENTRATION EN COSV DANS LA PHASE GAZEUSE DE L'AIR A PARTIR DES ECHANTILLONNEURS PASSIFS.....	125
TABLEAU 43: CONCENTRATIONS TOTALES MOYENNES DES DIFFERENTES FAMILLES POUR L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET LE SITE DE PARIS (REFERENCE URBAINE)	126
TABLEAU 44: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES DANS L'AIR DANS L'ENCEINTE FERROVIAIRE FERMEE (EFS) ET A PARIS 13EME	128

TABLEAU 45: CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR A L'INTERIEUR DE L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET A LA STATION AIRPARIF PARIS 13EME	131
TABLEAU 46: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR A L'INTERIEUR DE L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET A LA STATION AIRPARIF PARIS 13EME	134
TABLEAU 47: CONCENTRATIONS MOYENNES EN ORGANOCHLORES (PECB/HCB/PCB) (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR A L'INTERIEUR DE L'ENCEINTE FERROVIAIRE SOUTERRAINE ET A LA STATION PARIS 13EME	136
TABLEAU 48: CONCENTRATION EN COSV DANS LA PHASE GAZEUSE DE L'AIR A PARTIR DES ECHANTILLONNEURS PASSIFS.....	140
TABLEAU 49: CONCENTRATIONS DES 4 FAMILLES DE COMPOSES POUR LES ENTREES ET SORTIES D'EAUX USEES EN HIVER ET EN ETE 2013 SUR LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	141
TABLEAU 50: TENEURS DES FAMILLES DE COMPOSES POUR BOUES LIQUIDES EN HIVER ET EN ETE 2013 SUR LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	146
TABLEAU 51: TENEURS DES FAMILLES DE COMPOSES POUR BOUES D'EPANDAGE (SECHEES PENDANT 5 ANS DANS LES JARDINS FILTRANTS) DE LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	147
TABLEAU 52: CONCENTRATIONS DES 4 FAMILLES DE COMPOSES POUR LA PHASE GAZEUSE ET DE LA PHASE PARTICULAIRE EN HIVER ET EN ETE 2013 SUR LA STEP DE BRIIS-SOUS-FORGES	149
TABLEAU 53: CONCENTRATIONS MOYENNES DES PHTALATES DANS L'AIR SUR LA STEP ET LE SITE DE BOISSY EN HIVER ET ETE 2013.....	151
TABLEAU 54: CONCENTRATIONS MOYENNES DES HAP DANS L'AIR SUR LA STEP, DE PARIS 13EME ET LE SITE DE BOISSY EN HIVER ET ETE 2013	154
TABLEAU 55: CONCENTRATIONS MOYENNES DES PBDE DANS L'AIR SUR LA STEP, PARIS 13EME ET LE SITE DE BOISSY EN HIVER ET ETE 2013.....	156
TABLEAU 56: CONCENTRATIONS EN PCB, PECB ET HCB DANS L'AIR SUR LE SITE DE LA STEP, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY.....	158
TABLEAU 57: CONCENTRATIONS EN COSV PAR LES PRELEVEURS PASSIFS SUR LA STEP.....	161
TABLEAU 58: CONCENTRATIONS DES 4 FAMILLES DE COMPOSES POUR LA PHASE GAZEUSE ET DE LA PHASE PARTICULAIRE EN HIVER ET EN ETE 2013 SUR LE SITE INDUSTRIEL DE MITRY-MORY	164
TABLEAU 59: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PHTALATES DANS L'AIR SUR LE SITE DU CTDD, DE PARIS 13EME ET DE BOISSY-LE-CHATEL.....	165
TABLEAU 60: CONCENTRATIONS MOYENNES EN HAP (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR SUR LE SITE INDUSTRIEL DE MITRY-MORY.....	167
TABLEAU 61: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PBDE (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR DANS L'AIR SUR LE SITE INDUSTRIEL DE MITRY-MORY, PARIS XIII ET BOISSY LE-CHATEL	169

TABLEAU 62: CONCENTRATIONS MOYENNES EN PCB, PECB ET HCB (TOTALE/GAZEUSE/PARTICULAIRE) DANS L'AIR DANS L'AIR SUR LE SITE INDUSTRIEL DE MITRY-MORY, PARIS 13EME ET BOISSY-LE-CHATEL.....	171
TABLEAU 63: CONCENTRATIONS EN COSV A PARTIR DES ECHANTILLONNEURS PASSIFS POUR LE SITE CTDD DE MITRY-MORY.....	172
TABLEAU 64: CONCENTRATION TOTALE DANS L'AIR (NG.M ⁻³) PAR FAMILLE EN PERIODES HIVERNALES ET ESTIVALES SUR LES SITES DE MESURES DE LIMAY/PORCHEVILLE, PARIS 13EME ET BOISSY-LE-CHATEL.....	175
TABLEAU 65: CONCENTRATIONS EN COSV A PARTIR DES CAPTEURS PASSIFS SUR LA ZONE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	182
TABLEAU 66: CONCENTRATIONS EN COSV A PARTIR DES CAPTEURS PASSIFS SUR LA ZONE DE ISDD GUITRANCOURT.....	185
TABLEAU 67: NIVEAUX DE CONTAMINATION DES SOLS OBSERVES DANS LA LITTERATURE .	210
TABLEAU 68: CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS (NG/JOUR) A PARTIR DES BASSINS DE LA STATION D'EPURATION.....	213
TABLEAU 69: CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS (μG/JOUR) SUR L'ENSEMBLE DU SITE D'IMPLANTATION DE LA STATION D'EPURATION.....	215
TABLEAU 70: CALCUL DES FLUX D'EMISSIONS (MG/JOUR) SUR LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	218
TABLEAU 71: VALEURS TOXICOLOGIQUES DE REFERENCE (VTR) DONNEES POUR CERTAINS COMPOSES.....	219
TABLEAU 72: CALCULS DES QUOTIENTS DE DANGER (QD) ET DE L'EXCES DE RISQUE INDIVIDUEL POUR LES SITES DE LA STATION D'EPURATION ET DE LA ZONE INDUSTRIELLE DE LIMAY-PORCHEVILLE.....	220

Liste des abréviations

AMAP	Association pour le Maintien d'une Agriculture Paysanne
ASE	Extraction Accélérée par Solvant
ATSDR	Agence pour l'enregistrement des substances toxiques et des maladies (USA)
BPC	Biphényles Polychlorés
CEE	Communauté Economique Européenne
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CLIS	Commission Locale d'Information et de Surveillance
CORTEA	Connaissances, Réduction à la source et Traitement des Emissions dans l'Air
DCM	Dichlorométhane
DDT	Dichloro-diphényle-Trichloroéthane
DT ₅₀	Temps de demi-vie
GC	Chromatographie en phase gazeuse
GEREP	Groupe pour l'Elimination des Résidus Polluants
GIP-Seine Aval	Groupement d'Intérêt Public
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HCB	Hexachlorobiphényle
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
IRSTEA	Institut de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
K _{ow}	Coefficient de partage octanol/ eau
MeOH	Méthanol
MES	Matières en Suspension
MFA	Analyse des Flux de Matières
OMS	Organisation Mondiale pour la Santé
Pa	Pascal (unité SI de pression atmosphérique, 1 bar= 1013 hPa= 760 mm Hg)
PBDE	Polybromodiphényléthers
PCB	Polychlorobiphényles
PCB-DL	PCB « Dioxine-Like »
PE	Perturbateurs Endocriniens
PeCB	Pentachlorobiphényle
POP	Polluants Organiques Persistants
Ppm	Partie par million (10 ⁻⁶)
Ppt	Partie par trillion (10 ⁻¹²)
P _{sat}	Pression de vapeur saturante (Pa)
PUF	Mousse de Polyuréthane
PVC	Polychlorure de Vinyle
RA	Retombées Atmosphériques
STEP	Station d'Épuration
UE	Union Européenne
UNECE	Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies
UNEP	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
US EPA	Agence Américaine de Protection de l'Environnement
UV	Ultraviolet
VHU	Véhicule Hors d'Usage

Glossaire

Air ambiant : l'air extérieur de la troposphère, à l'exclusion des lieux de travail tels que définis par la directive 89/654/CEE, auxquels s'appliquent les dispositions en matière de santé et de sécurité au travail et auxquels le public n'a normalement pas accès (selon la directive 2008/50/CE).

Bio-accumulateur végétal : Espèce végétale servant principalement de matrice pour le dosage de différents polluants suite à des mécanismes de transfert et d'accumulation. Cela permet d'étudier l'imprégnation de l'environnement par les polluants et d'en suivre l'évolution (spatiale et temporelle).

Excès de risque individuel (ERI) : correspond à la probabilité d'occurrence pour l'individu de développer l'effet associé à une substance cancérogène pendant sa vie, du fait de l'exposition considérée. Il permet d'évaluer le risque de développer les symptômes au-delà d'une certaine probabilité (1/100 000).

Niveau de fond : la concentration d'un polluant dans l'air ambiant ou son dépôt sur les surfaces en un temps donné (selon la directive 2008/50/CE)

- Les stations de fond urbain : stations mesurant l'exposition moyenne de la population à la pollution atmosphérique de « fond » dans les centres urbains et à leurs périphéries.
- Les stations de fond rural : stations implantées dans des zones rurales et mesurant l'exposition des cultures, des écosystèmes naturels et de la population à la pollution atmosphérique de « fond », notamment photochimique.

Translocation : processus de transfert de composés organiques depuis les racines jusqu'aux feuilles.

Introduction

- Contexte

La contamination permanente du compartiment atmosphérique par de nombreux composés organiques volatils (COV) et semi-volatils (COSV) soulève de nouvelles interrogations sociétales quant à l'ampleur de l'exposition de l'Homme à des mélanges à faibles doses et aux risques sanitaires qui en découlent, d'autant que certains COSV sont des perturbateurs endocriniens (PE). L'Homme est directement exposé, via l'air ambiant, à une multitude de composés organiques semi-volatils (Polluants Organiques Persistants – POP et autres). Les matériaux et les produits de consommation contiennent, entre autres, des composés xénobiotiques, halogénés ou non. Ces derniers n'étant pas en général chimiquement liés aux matrices, il s'ensuit des émissions permanentes par processus de volatilisation passive. De plus, ces derniers sont suffisamment rémanents et lipophiles pour pouvoir d'une part, faire l'objet d'un transport atmosphérique à longue distance et d'autre part, être inhalés principalement sous forme gazeuse et accumulés par les êtres humains. L'amélioration de la gestion des stocks de déchets (PCB) et des procédés industriels (HCB) a permis une réduction importante des émissions de POP par combustion vers le milieu des années 90. Cependant, si les émissions de PCB et d'HCB ont été réduites en 20 ans respectivement de 70 et de 90%, actuellement elles évoluent peu. Ce fait a été corroboré par des mesures ponctuelles de concentrations en PCB dans l'air en milieu urbain de 1986 à l'actuel, avec en 2010, des valeurs approchant celles de 1992. Ce constat constitue une préoccupation pour les institutions nationales ou européennes. Selon la convention de Stockholm en 2001, la lenteur de la réduction résulterait d'émissions ponctuelles persistantes avec les activités de transformation de l'énergie, du secteur résidentiel et d'industries manufacturières, ou de recyclage de déchets (électroniques, véhicules hors d'usage...). L'Ile-de-France est particulièrement concernée par cette problématique. Selon le CITEPA, elle se situait en 2005 en 4^{ème} place au niveau national pour les émissions d'HCB et à la 1^{ère} pour celles en PCB, avec un flux correspondant au triple de celui de la région Rhône Alpes, seconde région émettrice. De plus, ces bilans n'intègrent pas les apports diffus par volatilisation passive (bâtiments, centres de traitement des déchets industriels ou domestiques). Il existe également peu de connaissances sur les apports diffus en micropolluants tels que les HAP, les phtalates et les PBDE.

- Principaux objectifs

Au vu de ce manque d'informations, l'objectif général du sujet de doctorat a été d'identifier des émissions indirectes de composés semi-volatils persistants tels que les POP (PCB, HCB, PeCB, PBDE), HAP et les phtalates et de caractériser l'importance de leur influence sur l'évolution du niveau de contamination de l'air ambiant. Les travaux ont été réalisés au droit de milieux potentiellement contaminés par des emplois passés et actuels (zones ferroviaires souterraines, parcs de transformateurs, axes de circulation) et de sites de traitement de déchets (station d'épuration, tri et stockage de déchets dangereux, destruction de VHU).

Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du projet EPOP réalisé dans le programme CORTEA, financé par l'ADEME. Le premier objectif du projet a été d'améliorer les connaissances sur l'origine des émissions diffuses des composés semi-volatils par les déchets non dangereux ou dangereux, parvenant sur les sites de traitement et au droit de sites anciennement contaminés par des usages de PCB antérieurs aux interdictions d'emploi de 1976 (système ouvert) et 1986 (systèmes clos). Le deuxième objectif a été d'évaluer l'impact de ces diverses sources diffuses sur l'élévation du bruit de fond de contamination de l'air ambiant. Cet impact des émissions par volatilisation passive et le danger sanitaire potentiel qui en résulte pour les populations riveraines a été analysé selon des conditions thermiques contrastées et la proximité des habitats résidentiels.

Dans le cadre de cette thèse, les objectifs et travaux ont été développés sur plusieurs points par rapport au projet initial. Tout d'abord, l'étude de la contamination de l'air a été étendue à d'autres familles de polluants de la Convention d'Aarhus de 1998 (HAP, phtalates et PBDE). Ensuite, un bilan complet du devenir entrée/ sortie des contaminants (eaux/boues/air) sur la station d'épuration de Briis-sous-Forges a été établi pour déterminer la contribution des émissions dans l'air aux rendements d'épuration des eaux usées. Enfin, une étude du danger d'exposition de la population générale a été réalisée à partir des résultats obtenus du réseau temporaire de mesures (quadrillage par des préleveurs passifs, installations de jauges Owen) sur des zones fortement industrialisées (zone de Mantes/Limay/Porcheville, et zone de Mitry-Mory), ainsi que par le prélèvement de bio-accumulateurs de la contamination sur les sites d'étude (feuilles de végétaux supérieurs).

- Approche expérimentale et collaboration

Ainsi, la première étape de ce travail a été de caractériser le niveau de contamination de fond en POP (PCB, HCB, PeCB) en centre urbain dense et en zone d'habitat rural en France

métropolitaine. La deuxième étape a été de développer l'étude de la caractérisation des sources de volatilisation hors processus d'incinération au niveau du transport urbain (axe de trafic routier et enceinte ferroviaire souterraine). Enfin, la dernière étape a été de caractériser des émissions de composés semi-volatils à partir des activités de traitement des déchets liquides et solides (station d'épuration, centre de traitement de déchets dangereux et zone industrielle). L'étude de cette problématique a pu être abordée grâce à la collaboration et au soutien logistique de diverses entreprises. Ainsi ce projet a pu bénéficier de la collaboration d'Airparif, une Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), de l'accord de plusieurs mairies locales, d'un administrateur de centre pénitencier, d'un institut de recherche pour l'environnement (Irstea), d'une société de regroupement, reconditionnement et traitement de déchets dangereux, et d'un gestionnaire de l'assainissement urbain. Ces derniers et notamment Airparif pourront également être sollicités pour contribuer à l'exploitation des données obtenues à partir de leur connaissances des milieux contrôlés (étude de sites commun) et de leurs états de contamination vis-à-vis d'autres contaminants (métaux et contaminants volatils).

Dans ce contexte, plusieurs sites d'étude ont été choisis dans la région d'Ile-de-France, afin de déterminer et de caractériser les émissions de POP.

Pour définir et développer ces problématiques, le **chapitre 1** a été consacré à une synthèse bibliographique sur le comportement et la présence des composés semi-volatils (SVOC) dans le compartiment atmosphérique selon leurs propriétés et leurs usages.

Le **chapitre 2** développe les objectifs de la thèse et les zones d'études permettant d'y répondre.

Le **chapitre 3** décrit les protocoles expérimentaux analytiques et leur validation pour les différentes matrices étudiées.

Le **chapitre 4** traite des résultats obtenus pour les différents sites et familles de composés. Dans une première partie, on s'intéresse à la caractérisation du bruit de fond de la contamination en centre urbain (Paris) et en zone rurale (Boissy-le-châtel). Dans une seconde partie, on étudie la contamination de la qualité de l'air par le trafic urbain au travers d'une enceinte ferroviaire souterraine et d'un axe de trafic routier dense en zone parisienne. Dans la troisième partie, on s'intéresse à la caractérisation des émissions par les activités de traitement de déchets, tout d'abord dans un site d'assainissement (station d'épuration de Briis-sous-Forges), puis dans un centre de tri et stockage de déchets dangereux (Mitry-Mory), et enfin dans une zone mixte (riveraine/industrielle) dans les villes de Limay et Porcheville. Les

résultats de ces sites sont comparés à ceux de deux sites de référence (un en zone rurale et un en zone urbaine).

Le **chapitre 5** présente une hiérarchisation des différents sites d'étude en fonction de leur risque potentiel de contamination de la population riveraine. On étudie pour cela les résultats obtenus pour l'air, mais aussi ceux des retombées atmosphériques (RA), des bio-accumulateurs végétaux (feuilles de platane) et des sols.

La conclusion générale de ce travail de recherche est réalisée par la synthèse de l'ensemble des résultats et leurs implications.

Chapitre 1 :

Comportement des polluants organiques persistants (PCB, PBDE, PeCB et HCB) et des composés semi-volatils dans le compartiment atmosphérique (HAP, phtalates)- Etat de l'art.

Les polluants organiques persistants (POP) sont des composés organiques qui, à des degrés divers, résistent à l'ensemble des processus de dégradation photolytique, biologique et chimique. Les POP selon l'UNEP en 2001 sont des composés halogénés qui se caractérisent par une faible solubilité aqueuse et une solubilité élevée dans les lipides, ce qui entraîne leur bioaccumulation dans les tissus adipeux. Ils sont également semi-volatils, cela permet leur déplacement à l'état de vapeur ou leur absorption sur les particules sur de longues distances dans l'atmosphère avant de se déposer (UNEP, 2001).

La plupart des POP sont rejetés dans l'environnement par les activités humaines depuis plusieurs décennies. De nombreuses études ont montré une large distribution des polluants d'origine anthropique dans les différents compartiments environnementaux (compartiment aquatique, atmosphérique et dans les sols et sédiments). Cependant les connaissances sont encore lacunaires concernant la biogéochimie des POP. En effet, on ignore encore la teneur relative des principaux stocks, et on ne possède que des données rudimentaires concernant les flux entre les divers compartiments environnementaux. Un cycle biogéochimique général est présenté dans la figure 1.

Bien que la structure et les propriétés physico-chimiques de chacun des contaminants soient différentes, on peut grouper un certain nombre d'entre eux et obtenir ainsi quelques prédictions concernant leur comportement biogéochimique.

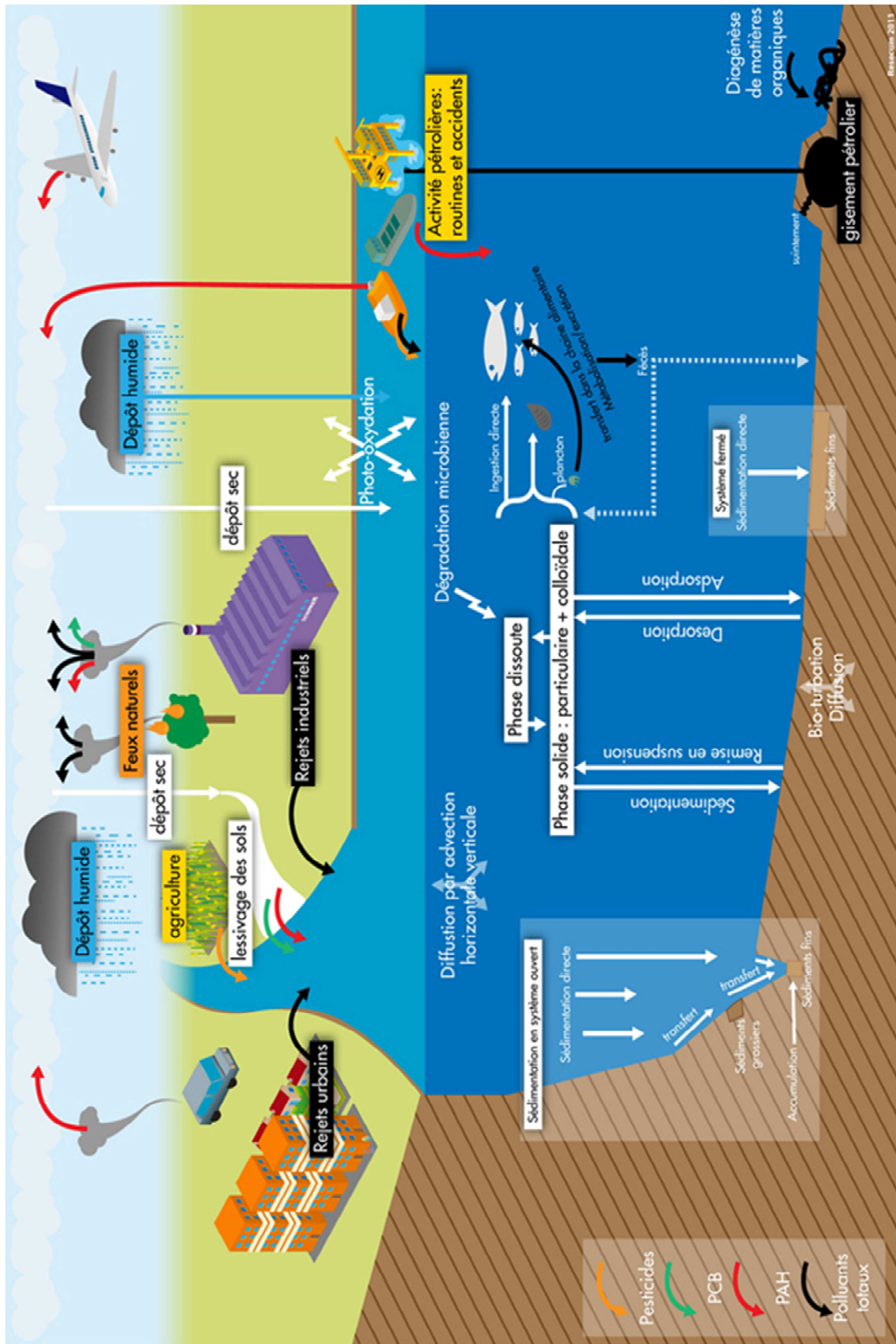


Figure 1: Cycle biogéochimique des POP¹

¹ http://uved.univ-nantes.fr/sequence2/html/chap2_3.html

1. Les POP organochlorés

1.1 Les PCB

a Généralités et propriétés physico-chimiques

Les polychlorobiphényles (PCB) appartiennent à la famille des organochlorés polycycliques. Ils présentent une structure commune constituée par deux cycles benzéniques substitués par des atomes de chlore (de 1 à 10). Il existe au total 209 composés possibles de chlorobiphényles, appelés congénères, selon le nombre et la position (ortho, méta et para) des atomes de chlore (Figure 2).

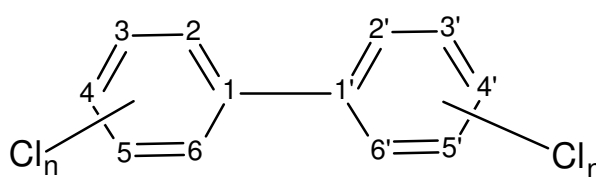


Figure 2: Structure générale d'un PCB

Actuellement 150 congénères ont été identifiés dans des spécialités industrielles (**Meunier, 2008; Meunier & Bazin, 2010**). Les plus toxiques sont ceux non substitués en position ortho, ils sont qualifiés de «coplanaires ». La teneur en chlore des mélanges industriels varie de 20 à 60 %. Ils sont présents à l'état de trace sous la forme de mélanges complexes renfermant plusieurs dizaines de congénères. Sur la base de données sur leur persistance, leur toxicité et leur relative ubiquité dans l'environnement, le Bureau Communautaire de Référence a établi en 1982 une liste prioritaire de 7 congénères (indicateurs) présents dans le tableau suivant (tableau 1):

PCB-28	2,4,4'- trichlorobiphényle
PCB-52	2,2',5,5'- tetrachlorobiphényle
PCB-101	2,2',4,5,5'- pentachlorobiphényle
PCB-118	2,3',4,4',5- pentachlorobiphényle
PCB-138	2,2',3,4,4',5'- hexachlorobiphényle
PCB-153	2,2',4,4',5,5'- hexachlorobiphényle
PCB-180	2,2',3,4,4',5,5'- heptachlorobiphényle

Tableau 1: Liste des 7 congénères indicateurs

Les PCB sont des composés semi-volatils, non polaires, moyennement visqueux, et leur solubilité est faible voire très faible (tableau 2). Ils ne se décomposent qu'à partir de températures supérieures à 300°C (voire > 900°C), en produisant de l'acide chlorhydrique, du dioxyde de carbone et de l'eau. La stabilité des PCB est importante. Ils sont éliminés souvent

par incinération ou co-combustion ; ces techniques présentent le risque de produire des dioxines et des furannes, décelés également dans l'environnement.

Composé	N° CAS	Masse molaire (g/mol)	Constante H (Atm.m ³ /mol)	Psat (Pa) à 25°C	Log K _{ow}	Solubilité aqueuse (mg/L)
PCB- 28	7012-37-5	257,4	2,0. 10 ⁻⁴ à 2,7. 10 ⁻⁴	2,7. 10 ⁻²	5,62- 5,69	0,27
PCB- 52	35693-99-3	291,8	2,5. 10 ⁻⁵ à 5,3. 10 ⁻⁴	1,9. 10 ⁻²	6,09	1,5. 10 ⁻² à 2,6. 10 ⁻²
PCB- 101	37680-73-2	326,3	7,1. 10 ⁻⁵ à 3,6. 10 ⁻⁴	3,5. 10 ⁻³	6,11- 7,07	1,0. 10 ⁻² à 1,5. 10 ⁻²
PCB- 118	31508-00-6	326,3	2,9. 10 ⁻⁴	4,3. 10 ⁻³	6,57- 7,12	1,5. 10 ⁻²
PCB- 138	35065-28-2	360,9	2,1. 10 ⁻⁵ à 1,1. 10 ⁻⁴	3,5. 10 ⁻³	6,5- 7,44	1,6. 10 ⁻²
PCB- 153	35065-27-1	360,9	6,2. 10 ⁻⁵ à 3,6. 10 ⁻⁴	6,5. 10 ⁻³	6,72- 8,35	8,6. 10 ⁻⁴ à 9,1. 10 ⁻⁴
PCB- 180	35065-29-3	395,3	1,1. 10 ⁻⁴	(-)	6,7- 7,21	2,3. 10 ⁻⁴ à 6,6. 10 ⁻⁴

Tableau 2: Caractéristiques physico-chimiques des 7 PCB indicateurs (ATSDR, 2000; Sander, 1999; GIP Seine Aval, 2007)

Les propriétés physico-chimiques et la toxicité des différents congénères vis-à-vis des organismes vont être déterminées par le nombre et la position des atomes de chlore sur la molécule. Les PCB peu solubles dans l'eau ont un Log Kow compris entre 4 à 8 (Schwarzenbach et al., 2003) et ont tendance à fortement se bioaccumuler. Ils sont persistants (DT₅₀ dans les sols comprise entre 2 à 6 ans) et peuvent ainsi être transportés le long de la chaîne trophique. Leur solubilité varie en fonction de la position des atomes de chlore et diminue lorsque que le nombre d'atomes de chlore augmente (Borja et al., 2005). Selon Hansen, la toxicité des mélanges diminuerait avec leur degré de chloration (Hansen, 1987).

Par ailleurs, l'encombrement stérique des atomes de chlore peut entraîner la rotation d'un des cycles phényles limitant la diffusion passive au travers des membranes. La toxicité peut varier d'un facteur 1000 (ou plus) entre deux congénères possédant un même nombre d'atomes de chlore, mais occupant des positions différentes. Un congénère qui ne possède pas d'atomes de chlore en position ortho, adopte une configuration plane. Celui-ci présente alors une structure similaire à celle des dioxines et est par conséquent plus toxique que ceux substitués en position ortho (Bernes, 1998).

La fabrication industrielle de PCB a commencé à partir de 1929 et a fortement augmenté au cours des années 1960. Ces composés sont inertes chimiquement, très peu inflammables, hydrophobes mais solubles dans les solvants organiques, et présentent une constante diélectrique élevés. Ils sont aussi résistants à l'oxydation et aux fortes températures. En raison de toutes ces propriétés, les PCB ont été utilisés dans diverses applications industrielles. On

les retrouve essentiellement dans les transformateurs électriques et les condensateurs, dans les fluides caloporteurs et hydrauliques, dans les plastifiants, lubrifiants, dans les peintures, les vernis, les encres, les papiers autocopiants, les huiles minérales (**Meunier & Bazin 2010**).

Les PCB ont été produits et commercialisés sous forme de mélanges avec différentes appellations (Pyralène, Aroclor, Clophen, Phénoclor...), suivant la quantité relative de composés plus ou moins chlorés. Diverses industries se sont illustrées par la fabrication de mélanges, telles que Monsanto qui a produit environ 50% de la production mondiale estimée. Les données concernant la consommation des PCB restent relativement peu détaillées, mais il apparaît que la France a fait partie des plus grands pays producteurs et consommateurs mondiaux, avec les USA et le Japon (**Breivik et al., 2002**). On estime à 1 million de tonnes la quantité de PCB produits aux USA, en Europe et au Japon en 50 ans (**Breivik et al., 2002**). Cependant, les propriétés qui les ont rendus très utiles dans l'industrie, se sont avérées néfastes pour l'environnement. Au début des années 1970 la communauté scientifique constate leur persistance dans l'environnement et leurs effets toxiques sur les écosystèmes (**Gustafson, 1970**). Des restrictions ont été imposées en France, et l'utilisation des PCB en systèmes ouverts (encres et adhésifs) a été interdite en 1976. La production et la mise sur le marché d'appareils clos contenant des PCB ont été interdits par le décret du 2 février 1987 (**UNEP, 2007**). Depuis la Convention de Stockholme en 2001, un vaste programme d'élimination et de décontamination des appareils contenant des PCB a été mis en place et le retrait est aujourd'hui fixé à 2025.

Les sources directes de PCB ont pratiquement disparu depuis l'interdiction. En revanche, les sources indirectes (apports atmosphériques et apports fluviaux) sont responsables de leur dispersion dans les différents compartiments de l'environnement. Leur combustion en milieu oxydant peut entraîner la formation de polychlorodibenzofurannes et polychlorodibenzodioxines.

b Toxicologie

Les PCB sont des micropolluants dont les effets sont nuisibles sur l'environnement et les organismes vivants à partir de concentrations très faibles de l'ordre de la centaine de ppt au ppm. Une douzaine de PCB rassemblant des congénères non-ortho substitués (coplanaires) et mono-ortho substitués sont considérés comme «dioxin-like» (PCB-DL), car ils présentent des propriétés structurales et toxicologiques similaires aux dioxines (**Meunier & Bazin, 2010**).

Les PCB sont responsables de toxicités aiguës et chroniques sur les organismes vivants. La toxicité aiguë a été largement étudiée lors des accidents de Kyushu en 1968 (Japon) et de

Yushen en 1979 à Taïwan. Celle-ci peut entraîner à court terme une chloracnée (irritation de la peau), des troubles oculaires (irritations et sécrétion), des troubles hépatiques, des problèmes pulmonaires, et des troubles nerveux. La toxicité chronique entraîne à long terme des troubles hépatiques, des déficiences du système immunitaire, des infections respiratoires, l'apparition de tumeurs et cancers, ainsi que des troubles du développement et de la croissance chez l'enfant. D'autres troubles ont aussi été répertoriés, mais le lien avec les PCB n'a pas pu être établi correctement dû à la présence probable d'autres contaminants lors de l'apparition des symptômes.

L'absorption des PCB dépend de la voie d'exposition, qu'elle soit professionnelle ou non. Concernant l'exposition professionnelle, la voie principale est l'inhalation. Wingfors et al. (2005) ont montré que les ouvriers de chantiers de rénovation du bâtiment présentaient des concentrations plasmatiques en PCB légers, deux fois plus élevées que celles de la population générale. Pour la population générale, elle se fait principalement par l'alimentation, sous des formes diverses. Ainsi, les poissons et les produits de la pêche constitueraient à eux seuls 58% de l'exposition alimentaire, les produits laitiers 25%, les viandes 15%, et moins de 1% pour les fruits et légumes. Néanmoins hors consommation importante de poisson, l'inhalation pourrait contribuer jusqu'à 63% de l'exposition aux PCB de la population adulte en Angleterre (Harrad et al., 2006). De plus, la contamination de l'air en milieu urbain semble augmenter le bilan massique d'accumulation des PCB légers plus volatils de l'ordre de 30% par rapport à une population vivant en milieu éloigné des émissions (Norström et al., 2010).

c Persistance dans l'environnement

Avant leur interdiction, les PCB ont été rejetés dans l'environnement lors de leur production (par volatilisation), leur stockage et leur utilisation. La plupart des pollutions massives ont été la conséquence de mauvaises pratiques: déversements, égouttages, épandage, fuites accidentelles et enfouissement des déchets. Les contaminations par fuite les plus célèbres sont l'accident de Kyushu au Japon en 1968 baptisé «Yusho» et l'accident de Taïwan en 1979 baptisé «Yushen».

Dans leur rapport de 2001, les Nations Unies présentent un schéma (Figure 3) reprenant l'ensemble des sources possibles d'émissions de PCB dans l'environnement (UNEP, 2001).

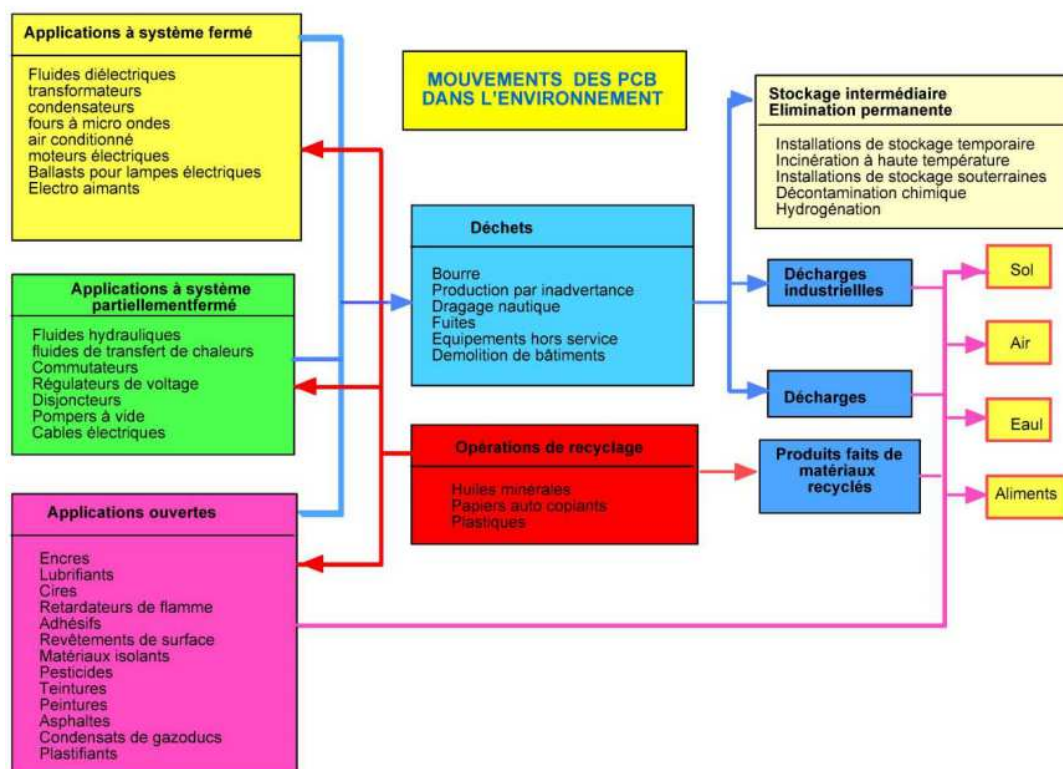


Figure 3: Différentes sources industrielles des PCB en fonction du type d'application (UNEP, 2001)

Ces contaminants sont ubiquistes et sont inclus dans les cycles biogéochimiques à l'échelle globale. Ils sont décelés dans tous les compartiments de l'environnement, notamment dans les plantes, les organismes marins et les mammifères. Les PCB peuvent être transportés sur de longues distances. Les congénères les moins chlorés (plus volatils) se retrouvent dans l'air par volatilisation, notamment le PCB-28 qui est le plus abondamment retrouvé dans l'atmosphère (Vanbremeersch, 2005). Le sol et les sédiments (marins et fluviaux) sont les compartiments les plus contaminés pour les PCB du fait de leur hydrophobicité et leur faculté à être associés aux particules dans la colonne d'eau. En raison du lessivage des sols pollués par les eaux de pluies, les PCB se concentrent dans les sédiments, en particulier ceux riches en matières organiques (Tolosa et al., 1995). Toutefois, la respiration et l'assimilation des PCB en solution dans la colonne d'eau contribuent également au processus de bioconcentration chez les poissons (Noirot-Cosson, 2010). Au cours de leur transfert dans l'environnement jusqu'au compartiment sédimentaire, deux processus de dégradation sont susceptibles de modifier la composition d'un mélange de PCB : la photolyse et la biodégradation.

Les régions les plus touchées par la pollution aux PCB sont essentiellement celles ayant ou ayant eu une forte activité industrielle. Cependant, la volatilisation atmosphérique entraîne la migration de PCB dans des régions reculées et cela explique les teneurs non négligeables mesurées dans les neiges en Arctique (Mohn et al., 1997).

1.2 Pentachlorobenzène (PeCB) et hexachlorobenzène (HCB)

a Généralités et propriétés physico-chimiques

Le pentachlorobenzène (PeCB) et l'hexachlorobenzène (HCB) appartiennent au groupe des chlorobenzènes (Figure 4). Le PeCB est à la fois un intermédiaire de synthèse du pesticide quintozène, et un sous-produit de dégradation de l'HCB.

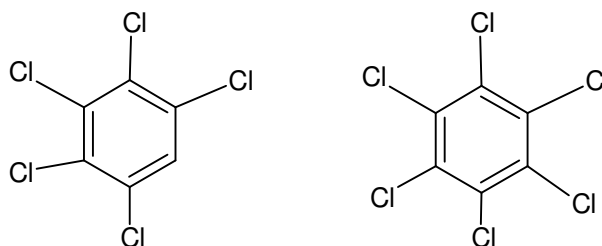


Figure 4: Structure générale du PeCB et de l'HCB

Le PeCB était utilisé dans le passé comme pesticide et comme retardateur de flamme, ainsi que dans les fluides diélectriques en association avec les PCB. Le PeCB était aussi utilisé comme l'HCB en tant que fongicide pour conserver les bois et les textiles.

L'HCB a été introduit pour la première fois en 1945 pour le traitement des semences et notamment contre la carie du blé. L'HCB est également un sous-produit de la fabrication de produits chimiques industriels et de certains processus de combustion (synthèse accidentelle). Il est aujourd'hui, tout comme le PeCB, interdit de production et d'utilisation dans la plupart des pays du monde par la Convention de Stockholm.

Le PeCB et l'HCB se retrouvent aujourd'hui dans les compartiments de l'environnement. Le PeCB peut être rejeté dans l'environnement à la suite de l'incinération de déchets et du brûlage d'ordures ménagères à l'air libre, dans les effluents rejetés par les usines de papier (**Van de Plassche et al., 2002**), les fonderies et les aciéries, ainsi que par les raffineries de pétrole (**UNEP, 2007**) et les eaux usées et boues de station d'épuration (STEP). L'HCB est quant à lui rejeté de façon accidentelle dans l'environnement sous forme de sous-produits de la fabrication et de l'utilisation de solvants chlorés et de pesticides, et sous forme d'émissions provenant d'incinérateurs et d'autres procédés industriels.

Le PeCB et l'HCB sont caractérisés par un noyau de benzène dans lequel des atomes d'hydrogène ont été remplacés par un ou plusieurs atomes de chlore. Les composés de chlorobenzènes sont neutres, thermiquement stables, avec une stabilité croissante, des points de fusion et d'ébullition plus élevés et une substitution croissante des atomes de chlore. Le

PeCB a un degré de solubilité dans l'eau très faible (Rossberg et al., 2006). L'HCB est de même pratiquement insoluble dans l'eau, partiellement soluble dans les alcools et soluble dans certains solvants organiques. L'HCB se décompose en émettant une fumée très toxique composée d'acide chlorhydrique, de monoxyde et dioxyde de carbone.

Composé	N° CAS	Formule	Masse molaire (g/mol)	Constante H (Atm.m ³ /mol)	Psat (Pa) à 25°C	Log K _{ow}	Solubilité (mg/L)
PeCB	608-93-5	C ₆ HCl ₅	250,3	6,0. 10 ⁻⁴	0,86- 2,2	4,8- 5,2	0,56
HCB	118-74-1	C ₆ Cl ₆	284,8	7,1. 10 ⁻³	2,3- 6,5 .10 ⁻³	3,0- 6,4	0,01

Tableau 3: Caractéristiques physico-chimiques du PeCB et de l'HCB (Mackay et al., 2006; UNEP, 1998; UNEP, 2007)

L'HCB est un composé très peu soluble dans l'eau (tableau 3) et soluble dans les solvants organiques. Il est assez volatil et donc susceptible de se distribuer dans l'atmosphère. Il est très résistant à la dégradation (DT₅₀ dans les sols estimée entre 2,7 à 22,9 années) et son coefficient de partage K_{ow} est élevé, ce qui lui permet d'être bio-concentré dans les lipides des organismes vivants.

De même, le PeCB aura tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire, il est persistant dans l'environnement (DT₅₀ dans les sols comprise entre 100 et 220 jours) et toxique pour les organismes.

b Toxicologie

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé l'HCB comme un carcinogène possible pour les humains, basé sur des preuves obtenues à partir d'expériences effectuées sur des animaux. L'exposition des humains à l'HCB est aussi associée à des effets dermiques et à de la neurotoxicité.

L'exposition professionnelle au PeCB peut se faire par inhalation et contact cutané sur le lieu de travail où ce composé est produit ou utilisé. L'exposition peut également avoir lieu dans des environnements professionnels où l'on produit ou utilise du quinzèzène comme pesticide. La population en général peut être exposée au PeCB par inhalation d'air ambiant, ingestion d'aliments et d'eau potable.

L'épisode le plus remarquable associé à des effets de l'HCB sur des humains est dû à l'ingestion de semences de céréales traitées à l'HCB dans l'est de la Turquie entre 1954 et 1959. Les patients contaminés ont souffert de divers symptômes comme des lésions cutanées, de l'hyperpigmentation, de diarrhées et de faiblesse sévère.

La présence de PeCB et d'HCB a été également décelée dans le lait maternel et le composé s'accumule dans le placenta humain (**Shen et al., 2007**).

c Persistance dans l'environnement

Dans l'atmosphère, du fait de leur faible volatilité (pression de vapeur comprise entre 0,002 et 2,2 Pa), l'HCB et le PeCB sont des composés semi-volatils et se répartissent à l'état adsorbé sur les particules et à l'état gazeux dans l'atmosphère. L'HCB se dégrade très difficilement par oxydation, sa demi-vie est estimée à 2,6 ans dans l'atmosphère. Le PeCB lui réagit avec les radicaux hydroxyles présents dans l'air, et sa demi-vie est de 47 à 467 jours. Les modèles et les données de surveillance indiquent également que le PeCB (**Mantseva et al., 2004 ; Vulykh et al., 2005 ; Shen et al., 2005**) et l'HCB (**Barber et al., 2005**) peuvent se propager sur de longues distances (8000- 13000 km). La présence de PeCB a été décelée dans l'atmosphère et dans les précipitations dans plusieurs régions du monde, dont pour beaucoup loin de ses sources, la concentration moyenne étant de 0,045 ng/m³ (**Shen et al., 2005**). Les concentrations atmosphériques étant uniformes dans la plupart des régions, cette faible variabilité spatiale indique que le PeCB et l'HCB séjournent durant une longue période dans l'atmosphère, ce qui leur permet de se propager sur l'ensemble du globe.

Dans le milieu aquatique, la volatilisation est possible pour le PeCB et l'HCB. Cependant ce phénomène est atténué par l'adsorption sur les particules en suspension et dans les sédiments (**UNEP, 2007**).

L'HCB se dégrade par photolyse aussi dans le milieu aquatique, et lors de sa biodégradation, différents chlorobenzènes sont formés et notamment le PeCB (**Fathepure et al., 1988**).

Le facteur de bioconcentration est très variable pour le PeCB et l'HCB, mais leur capacité de bioaccumulation est très importante dans les organismes aquatiques (**Schuler et al., 2006 ; Schuler et al., 2007**). L'HCB a été détecté à des concentrations moyennes annuelles de 0,31 ng/L dans la Seine (données de l'Agence de l'eau, seine-Normandie), tandis que des concentrations inférieures à 20 pg/L ont été relevées dans des lacs européens (**Vilanova et al., 2001**).

La méthode d'analyse des flux de matières (MFA) permet d'étudier les émissions et les voies de dispersion des différents POP dans l'environnement (**Pacyna, 2011**). Un exemple de cette méthode est donné ici pour l'HCB. D'après Pacyna, les principales quantités d'HCB sont émises dans le compartiment atmosphérique (18t), dont les principales sources sont les

processus de production (ciments et solvants), l'application dans le domaine agricole et l'incinération des déchets (Figure 5).

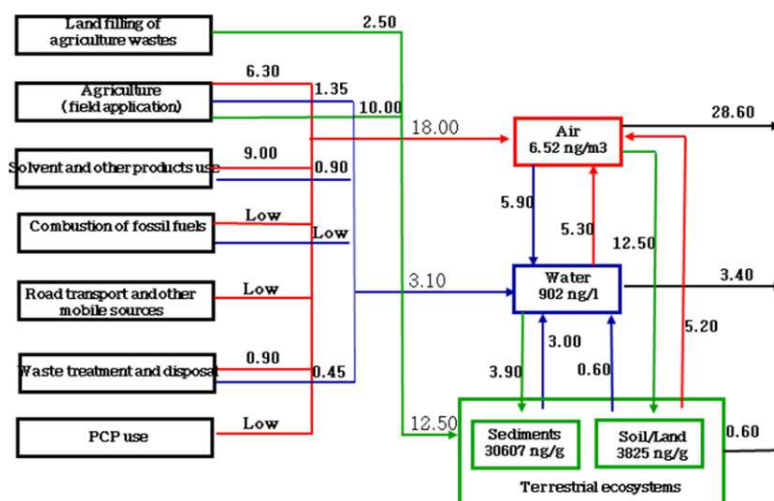


Figure 5: Diagramme MFA pour l'HCB en Europe en 2000 (Pacyna, 2011)

Cependant, la majeure partie des émissions atmosphériques d'HCB est déposée ensuite par dépôts (humides ou secs) sur les sols. Ainsi la majorité de la contamination environnementale en HCB se trouve dans les sols et les sédiments (environ 25t pour l'HCB), dans l'air (environ 10t). La même répartition dans les différents compartiments environnementaux a été observée pour le PeCB (Mackay et al., 1992; Mackay et al., 2006).

1.3 Retardateurs de flamme (PBDE)

a Généralités et propriétés physico-chimiques

Les Polybromodiphényléthers (PBDE) sont des produits dits ignifugeants, c'est-à-dire des composés chimiques qui ralentissent la propagation du feu. Les PBDE constituent une famille de substances chimiques ayant une structure de base commune (Figure 6). Mais ce qui distingue les composés les uns des autres est le nombre d'atomes de brome qu'ils contiennent (1 à 10), ainsi que la position de ces derniers autour des deux noyaux benzéniques de la molécule. Les différentes configurations possibles permettent d'obtenir 209 congénères différents, qui se divisent en 10 groupes de PBDE correspondant au nombre d'atomes de brome : monoBDE, diBDE, triBDE, tétraBDE, jusqu'à décaBDE.

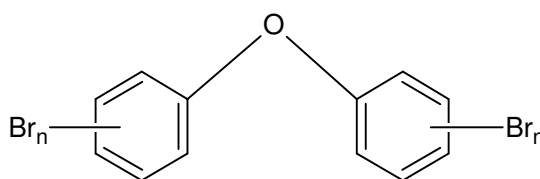


Figure 6: Structure générale d'un PBDE

Il existe en théorie 209 congénères de PBDE, mais une très faible proportion de ceux-ci est utilisée dans les mélanges commerciaux de ces substances, car bon nombre de congénères sont instables et subissent des débromations (**Birnbaum & Staskal, 2004**).

Les PBDE ont été fabriqués industriellement pour la première fois dans les années 1960 pour être ajoutés durant la fabrication des plastiques, des mousses de rembourrage, des textiles, afin de réduire leur inflammabilité (Figure 7). Au cours des années 1970 à 1980, leur production a été largement augmentée du fait de leur intérêt pour l'extraction pétrolière, comme additif du liquide hydraulique (**UNEP, 2007**). De plus, la forte demande pour ces composés est due aussi à l'établissement de normes de sécurité visant à réduire l'inflammabilité des biens de consommation à base de matières synthétiques ainsi qu'à la production croissante actuelle des biens de consommation dans le monde.

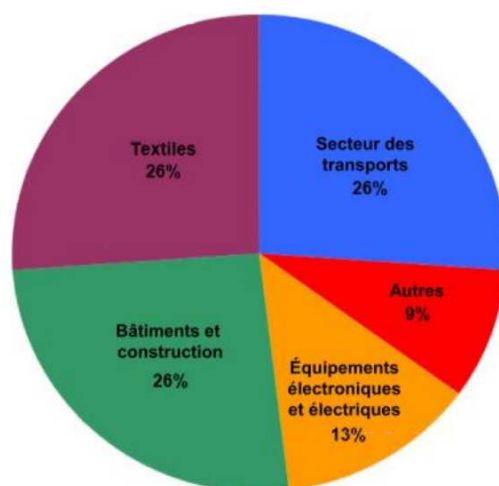


Figure 7: Distribution des usages du BDE-209 (**Beaumier, 2014; US EPA, 2012**)

Les PBDE sont persistants et bioaccumulables. On a constaté leur présence dans l'environnement aux Etats-Unis dès 1979 et, au cours des années 1990 et 2000, des études ont confirmé leur présence dans tous les compartiments de l'écosystème (eau, air, sol, sédiments, biote) et chez l'humain. Des études ont révélé une forte augmentation des concentrations de PBDE chez l'humain et dans l'environnement au cours des dernières décennies, notamment en Amérique du Nord (**Birnbaum & Staskal, 2004; Eriksson et al., 2001; Lebeuf et al., 2004; Pelletier et al., 2008**). En raison de leur forte persistance dans l'environnement, leur fabrication et la plupart de leurs utilisations sont aujourd'hui interdites dans divers pays du monde (**Tlili et al., 2011**).

Les PBDE sont des composés très hydrophobes possédant une faible pression de vapeur saturante (P_{sat}) et de forts coefficients de partage octanol-eau (K_{ow}). Ils possèdent une grande

affinité pour les graisses et les huiles. Leur pression de vapeur et la solubilité dans l'eau diminue avec l'augmentation de la teneur en brome, tandis que le log K_{ow} augmente (Kierkegaard, 2007; Teclechiel, 2008).

De plus, une hausse de la teneur en brome favorise l'adsorption des PBDE dans les sols et les sédiments, ainsi que le transport atmosphérique en phase particulaire plutôt qu'en phase gazeuse. Les propriétés physico-chimiques varient fortement d'un congénère à l'autre (tableau 4), entraînant des différences dans leur devenir et comportement dans l'environnement, dans leur mode de distribution, et dans leurs voies d'exposition et les effets toxicologiques sur la santé (Xu et al., 2007; Kierkegaard, 2007). De plus, ces propriétés permettent de déterminer aussi la façon dont les PBDE vont être transportés, distribués et dégradés dans l'environnement à partir de leurs sources d'émission.

Composé	N° CAS	Masse molaire (g/mol)	Constante H (Atm.m ³ /mol)	Psat (Pa) à 25°C	Log K_{ow}	Solubilité (mg/L)
BDE-28	41318-75-6	407,1	5,0. 10 ⁻⁵	2,2. 10 ⁻³	5,98	7,0. 10 ⁻²
BDE-47	5436-43-1	485,8	1,5. 10 ⁻⁵	1,9. 10 ⁻⁴	6,55	1,5. 10 ⁻²
BDE-66	189084-61-5	485,8	4,9. 10 ⁻⁶	1,2. 10 ⁻⁴	6,73	1,8. 10 ⁻²
BDE-85	182346-21-0	564,7	1,1. 10 ⁻⁶	9,9. 10 ⁻⁶	7,03	6,0 10 ⁻³
BDE-99	60348-60-9	564,7	2,3. 10 ⁻⁶	1,8. 10 ⁻⁵	7,13	9,4 10 ⁻³
BDE-100	189084-64-8	564,7	6,8. 10 ⁻⁷	2,9. 10 ⁻⁵	6,86	4,0. 10 ⁻²
BDE-153	68631-49-2	643,6	6,6. 10 ⁻⁷	2,1. 10 ⁻⁶	7,62	8,7 10 ⁻⁴
BDE-154	207122-15-4	643,6	2,4. 10 ⁻⁶	3,8. 10 ⁻⁶	7,39	8,7 10 ⁻⁴

Tableau 4: Caractéristiques physico-chimiques des PBDE (Tittlemier et al., 2002; Harner & Shoeib, 2002)

b Toxicologie

Les PBDE sont des polluants organiques persistants (DT₅₀ dans les sols d'environ 6 mois) qui se bioaccumulent dans les organismes et se bioamplifient dans le réseau trophique, si bien qu'on les retrouve dans les aliments à fortes teneurs en lipides d'origine animale. Les PBDE de faible masse moléculaire s'accumulent plus facilement dans les tissus humains (tissu adipeux, sérum, lait maternel) que ceux de masse moléculaire plus élevée.

L'exposition aux PBDE peut se produire dans de nombreuses situations de la vie quotidienne, car ils se trouvent dans l'atmosphère, l'eau, le sol, les sédiments, la poussière intérieure et les aliments. On estime depuis longtemps que l'absorption par voie alimentaire est la principale source d'exposition humaine.

On dispose de peu de données sur les effets sanitaires des différents PBDE chez l'humain. Parmi les trois mélanges industriels, c'est le penta-BDE qui semble présenter des effets

toxiques à la plus faible concentration (**Frederiksen et al., 2009**). Cependant, la toxicité des PBDE semble multiple : système endocrinien, hépato-toxicité, hyperplasie thyroïdienne (par similitude avec la structure de la thyroxine), neuro-toxicité (comportement moteur, développement cognitif), cancérogénicité... En conséquence, la législation s'est durcie jusqu'à interdire ces composés dans de très nombreux pays (sauf dans des cas particuliers, contrôlés) : 2004, renforcé en 2005 en Europe, 2006 et 2008 au Canada, 2012 au niveau fédéral aux États-Unis où déjà dix États les ont interdits. Seul l'emploi du BDE-209 reste autorisé dans la CEE. En raison de l'analogie chimique entre les hormones thyroïdiennes et les PBDE, on soupçonne ces derniers d'altérer la fonction thyroïdienne. Toutefois, les études chez l'humain donnent des résultats contrastés, certaines trouvant des associations inverses ou nulles avec la modification de la fonction thyroïdienne et avec le taux d'hormones thyroïdiennes circulantes (**Andra et al., 2012; Boas et al., 2012**).

c Persistance dans l'environnement

La présence des PBDE et d'autres substances similaires aux polychlorobiphényles (PCB) a été décelée dans l'environnement aux États-Unis en 1979. Plusieurs travaux réalisés en Europe et aux USA ont montré que ces produits se sont répandus dans tous les compartiments physiques et biologiques (réseau trophique) de l'environnement.

Les PBDE constituent un danger pour l'environnement et pour la santé humaine étant donné qu'ils possèdent une forte résistance aux processus de dégradation, qu'ils ont une forte hydrophobicité couplée à un fort potentiel de toxicité pour les humains et les animaux. De plus, ils sont bioaccumulables et transportables sur de très longues distances de par leurs propriétés physico-chimiques (**Palm et al., 2002; Rahman et al., 2001**). Les PBDE contenus dans ces matériaux peuvent se volatiliser directement dans l'atmosphère, ou se combiner à la poussière au fur et à mesure que les matériaux vieillissent.

Du fait, de leur faible solubilité dans l'eau et leurs forts coefficients K_{ow} , ils ont tendance à s'accumuler dans la matière organique. Ainsi les sols et les sédiments sont des réservoirs de PBDE pour les émissions atmosphériques sur le long terme (**La Guardia et al., 2006**). La volatilisation à partir des eaux de surface et des sols humides est très importante pour les composés les plus légers (les plus volatils), tandis qu'elle est négligeable pour les composés les plus lourds.

Dans l'air ambiant, les PBDE les plus légers auront tendance à se répartir entre la phase gazeuse et la phase particulaire (transport de la phase gazeuse sur de longues distances facilité), tandis que les PBDE les plus lourds seront présents majoritairement en phase

particulaire (potentiel de transport de particules plus faible sur de longues distances) (**Gouin et al., 2006; Wania & Dugani, 2003**).

d Sources diffuses de PBDE

Les sources de PBDE ne se limitent pas aux activités liées aux étapes de production, d'élimination et de recyclage de matériaux ignifuges. En effet, dès leur confection, les PBDE deviennent aussitôt des sources diffuses dans l'atmosphère, que ce soit dans le milieu intérieur que dans le milieu extérieur. Or les grandes villes renferment des stocks importants de matériaux contenant ces inhibiteurs de flammes. En 2012, il était estimé l'équivalent de 1500 à 2000 tonnes de BDE-209 par exemple que sur le territoire de Toronto (**Melymuk et al., 2014**). L'Union européenne et l'US EPA ont effectué des calculs théoriques afin d'estimer les rejets de PBDE dans l'air pendant la durée de vie utile de ces produits (**European Union, 2001; European Union, 2003; European Union, 2004; US EPA, 2010**).

2. Molécules assimilées aux POP par la CEE : les HAP

a Généralités et propriétés physico-chimiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques dont la structure comprend au moins deux cycles aromatiques. Ils proviennent essentiellement des hydrocarbures présents dans les bruts pétroliers (HAP pétrogéniques) ou des hydrocarbures produits par combustion incomplète (pyrolyse) de la matière organique riche en carbone (HAP pyrogéniques). Bien que la plupart des sources de HAP soient anthropiques (Tableau 5), d'autres sources ponctuelles comme les feux de forêts et les volcans sont à l'origine d'une production de HAP. En France, les rejets atmosphériques sont surtout liés au chauffage (combustion de bois, de charbon et de fioul) dans les secteurs résidentiels et tertiaires. D'autres rejets sont dus au transport automobile (diesel et essence) et à l'industrie.

Sources industrielles	Sources domestiques	Sources transport
Aluminium	Chauffage	Voitures
Pneus	Tabac	Avions
Bois/ charbon	Barbecue	Trains/méto
Sidérurgie		Bateaux
Bitume/goudron		
Ciment		
Moteurs		
Pétrochimie		
Chauffage/électricité		
Incinération		

Tableau 5: Sources anthropiques des HAP (CITEPA, 2003; Université Nantes, 2013)

Les sources nombreuses et variées des HAP sont à l'origine d'une présence ubiquitaire dans l'environnement, à la fois dans les eaux (sédiments et matières en suspension), dans les sols et dans l'air (ambiant ou intérieur). Depuis de nombreuses années, les HAP sont très étudiés car ils montrent une forte toxicité liée à leurs propriétés cancérigènes et mutagènes (Zedeck, 1980), d'où leur inscription sur la liste des polluants prioritaires dès 1976. Ils font également partie des listes de l'organisation mondiale de la santé (OMS) et de la communauté européenne. Bien qu'ils ne fassent pas parti des POP, ils sont répertoriés en tant que tels dans le protocole d'Aarhus (1998).

Les HAP, groupes de composés organiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène, sont issus de la condensation de cycles benzéniques et sont constitués de 2 à 7 noyaux aromatiques (2 cycles pour le naphthalène, 5 pour le benzo(a)pyrène par exemple). Plus d'une centaine de HAP différents ont été identifiés dans l'atmosphère (Baek et al., 1991), différant par le nombre et la position des noyaux aromatiques. Certains HAP comportent sur les noyaux aromatiques des groupements alkylés ou, au sein même de la structure aromatique, des atomes de soufre, d'azote ou d'oxygène.

Sur la centaine de HAP différents identifiés actuellement, 16 d'entre-deux sont couramment analysés dans les différents compartiments environnementaux (Wilson & Jones, 1993). Ces 16 HAP, classés prioritaires par l'US EPA sont représentés dans la figure 8 :

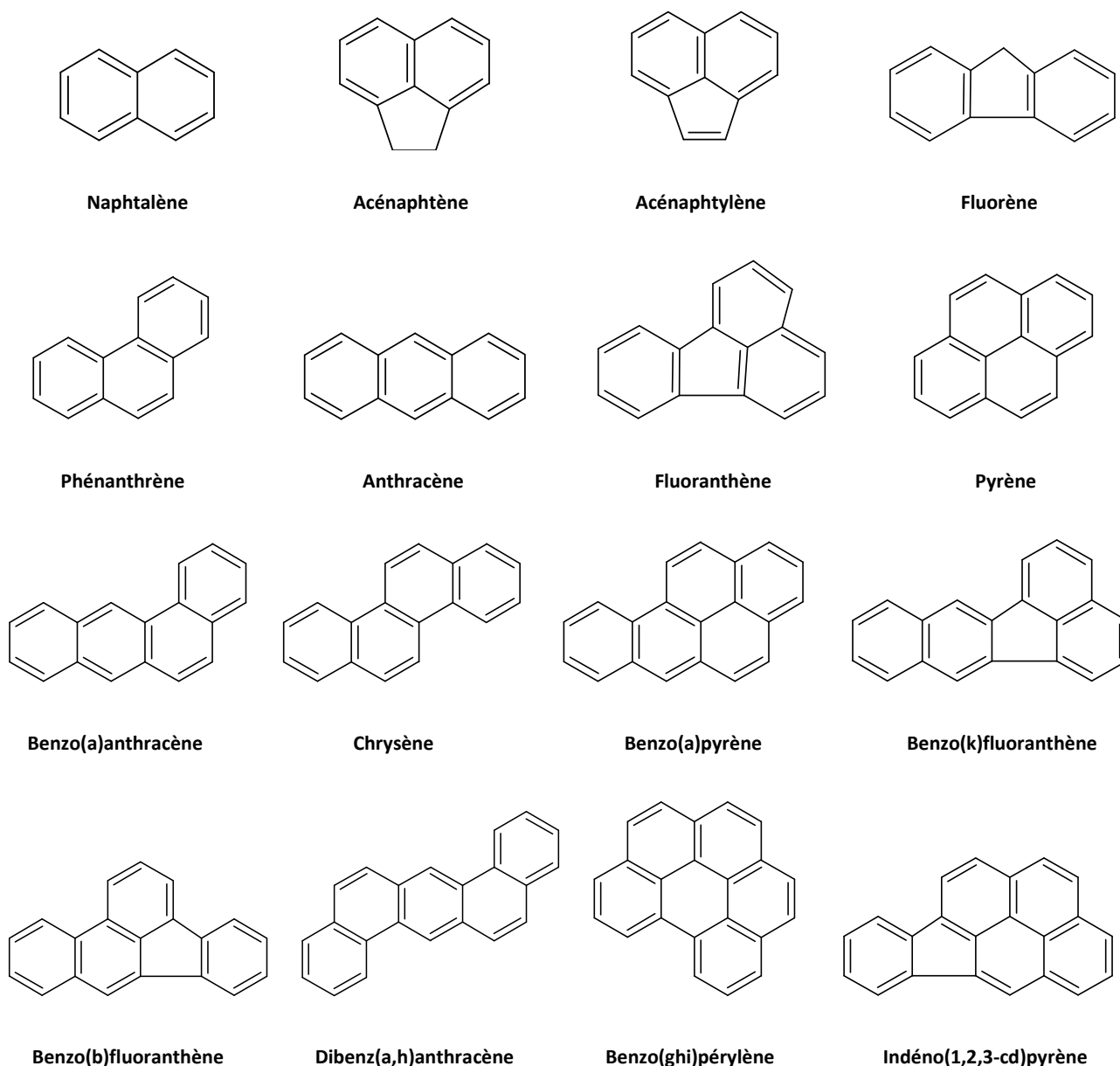


Figure 8: Liste des 16 HAP prioritaires selon l'US EPA

De manière générale, les HAP sont des molécules non polaires, stables et à faible volatilité. Ils sont donc hydrophobes et persistants dans l'environnement (DT_{50} dans les sols comprise entre 2 à 10 ans). Lorsque leur masse moléculaire augmente, leur solubilité dans l'eau diminue. A l'inverse, leur solubilité dans les tissus gras ainsi que leurs points de fusion et d'ébullition augmentent avec la masse moléculaire (Ferreira, 2001). Les HAP ont un point de fusion supérieur à $100^{\circ}C$ et un point d'ébullition élevé ($>300^{\circ}C$), une faible pression de vapeur ($33 \text{ à } 10^{-13} \text{ kPa}$ à $25^{\circ}C$) et une faible solubilité dans l'eau (de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ à 1 mg.L^{-1}). Les valeurs des différents paramètres physico-chimiques des 16 HAP sont présentées dans le tableau 6.

Composé	Symbole	N° CAS	Masse molaire (g/mol)	Constante H (Atm.m ³ /mol) à 25°C	P _{sat} (Pa) à 25°C	Log K _{ow}	Solubilité (mg/L)	Origine
Naphtalène	NAP	91-20-3	128,19	4,2. 10 ⁻⁴	33	3,37	31	pétrogénique
Acénaphthylène	ACY	208-96-8	154,21	1,2. 10 ⁻⁴	1,35	3,92	3,8	pétrogénique
Acénaphthène	ACE	83-32-9	152,20	8,3. 10 ⁻⁵	4,14	4,00	16,1	pétrogénique
Fluorène	FLU	86-73-7	166,20	7,8. 10 ⁻⁵	4,5. 10 ⁻¹	4,18	1,9	pétrogénique
Phénanthrène	PHE	85-01-8	178,23	3,6. 10 ⁻⁵	5,7. 10 ⁻²	3,23	4,57	pétrogénique
Anthracène	ANT	120-12-7	178,23	3,9. 10 ⁻⁵	5,2. 10 ⁻²	4,54	4,5. 10 ⁻²	pétrogénique
Fluoranthène	FTH	206-44-0	202,26	1,0. 10 ⁻⁵	5,6. 10 ⁻³	5,23	2,6. 10 ⁻¹	mixte
Pyrène	PYR	129-00-0	202,26	9,1. 10 ⁻⁶	4,1. 10 ⁻³	5,18	1,3. 10 ⁻¹	mixte
Benz(a)anthracène	BaA	56-55-3	228,29	5,7. 10 ⁻⁶	2,3. 10 ⁻⁴	5,91	1,1. 10 ⁻²	mixte
Chrysène	CHR	218-01-9	128,29	5,7. 10 ⁻⁵	4,8. 10 ⁻⁵	5,65	3,3. 10 ⁻³	mixte
Benzo(b)fluoranthène	BbF	205-99-2	252,31	(-)	(-)	5,80	1,5. 10 ⁻³	pyrolytique
Benzo(k)fluoranthène	BkF	207-08-9	252,31	1,6. 10 ⁻⁷	4,1. 10 ⁻⁶	6,00	8.10 ⁻⁴	pyrolytique
Benzo(a)pyrène	BaP	50-32-8	252,31	4,5. 10 ⁻⁷	3,2. 10 ⁻⁶	6,00	3,8. 10 ⁻³	pyrolytique
Dibenz(ah)anthracène	D(ah)A	53-70-3	278,35	1,7. 10 ⁻⁹	8,1. 10 ⁻⁸	6,50	6. 10 ⁻⁴	pyrolytique
Benzo(ghi)pérylène	B(ghi)P	191-24-2	268,35	7,4. 10 ⁻⁷	1,1. 10 ⁻¹²	(-)	2,6. 10 ⁻⁴	pyrolytique
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Ind(cd)P	193-39-5	276,33	3,0. 10 ⁻¹⁰	(-)	(-)	(-)	pyrolytique

Tableau 6: Propriétés physico-chimiques des 16 HAP (Mackay, 1980; Allen, 1997; Ferreira, 2001; WHO, 2003)

De par leur faible solubilité dans l'eau, les HAP présentent une forte affinité pour les matières en suspension dans l'eau et dans l'air (Motelay-Massei, 2003). Les HAP de plus faible masse molaire (jusqu'à 4 cycles benzéniques) ont tendance à être présents sous forme gazeuse dans l'air ambiant, tandis que les HAP les plus lourds (au-dessus de 5 cycles) se trouvent plus souvent sous forme particulaire. Cette répartition gaz/particule entraîne un transport à longue distance des HAP dans l'atmosphère ainsi que leur ubiquité et persistance dans l'environnement.

b Toxicologie

Les effets des HAP sur la santé humaine sont plus ou moins délétères suivant la quantité absorbée, le mode et la durée d'exposition. L'homme peut être exposé par inhalation, par ingestion ou par contact direct à travers la peau. Les HAP sont considérés comme étant cancérigènes et mutagènes. Plusieurs études ont montré que les HAP (ou leurs métabolites) sont impliqués dans divers types de cancers chez l'Homme, comme le cancer du scrotum, de l'œsophage, de l'estomac, de la vessie et des poumons. Cependant, il est très difficile d'attribuer l'apparition de ces cancers seulement aux HAP, car les personnes atteintes sont souvent soumises à un mélange de polluants (POP et autres). De plus, les HAP sont

mutagènes, c'est-à-dire qu'ils sont capables de léser des parties du génome, ce qui peut aussi avoir de fortes conséquences sur le développement fœtal (**Hemminki & Pershagen, 1994**).

La toxicité des HAP pour l'Homme a conduit à l'établissement de normes US EPA et de la Communauté Européenne. Sur les 16 HAP prioritaires, l'Union Européenne a choisi 6 HAP les plus représentatifs de la contamination pour l'Homme, qui sont : FTH, BaP, BkF, BbF, B(ghi)P et I(cd)P.

c Persistance dans l'environnement

Les HAP sont très répandus dans les différents compartiments de l'environnement, et ont été détectés dans les eaux de surface, l'eau potable, l'air, le sol, ainsi que les aliments.

Ils sont principalement émis dans l'atmosphère à partir des pays industrialisés, sont transportés *via* les courants atmosphériques et sont condensés dans les régions froides. De plus, ils sont persistants, bien que les composés halogénés, car résistants à la dégradation en condition normale, mais ils subissent des altérations sous l'action de l'ozone, des rayons UV et du soufre. Les concentrations en HAP dans l'atmosphère sont comprises entre quelques dizaines de pg/m^3 vers les régions reculées type pôles (**Halsall et al., 2001**), et quelques dizaines de ng/m^3 dans les centres urbains (**Smith & Harrison, 1996; Lim et al., 1999**).

On observe généralement des variations de répartition gaz/particule et de concentrations en HAP dans l'atmosphère, en fonction de la saison (été/hiver) dues à l'augmentation des sources de chauffage domestique en hiver, mais aussi des variations journalières (diurne/nocturne) dues à la température et aux pics de circulation automobile en centre urbain. Dans les eaux, la faible solubilité des HAP entraîne leur adsorption sur la matière organique. Les HAP sont alors entraînés vers les fonds des rivières et sont déposés alors avec les sédiments. Les HAP sont alors en partie dégradés, ou ingérés par les organismes marins et métabolisés notamment chez les vertébrés.

Dans les sols, les HAP peuvent s'accumuler, se dégrader ou migrer par ruissellement vers les eaux de surface et dans une moindre mesure, par percolation vers les eaux souterraines.

Les HAP sont peu hydrosolubles, ce qui signifie qu'ils sont susceptibles de s'accumuler dans les tissus adipeux organiques. La bioconcentration ne concerne cependant que les organismes inférieurs de la chaîne alimentaire, incapables de dégrader ces hydrocarbures (**Motelay-Massei, 2003**). Les moules et les huîtres sont des bio-indicateurs de la concentration en HAP et autres POP dans les eaux (**Grouhel & Thébaud, 2005; IFREMER, 2011**).

Le diagramme MFA pour les HAP, proposé par Pacyna (**Pacyna, 2011**), montre les émissions et les voies de dispersion pour 5 HAP : BaP, BkF, BbF, Ind(cd)P et B(ghi)P (Figure 9).

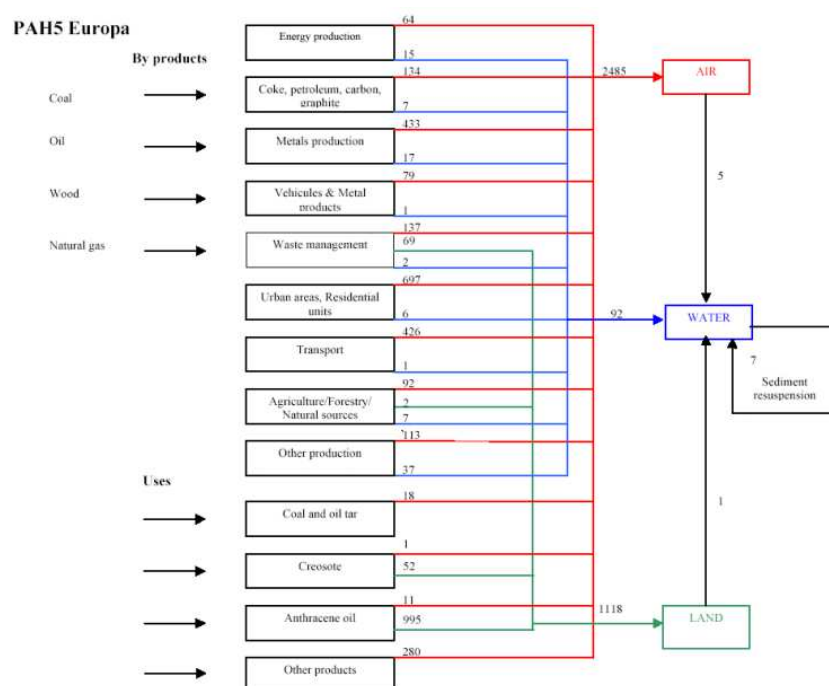


Figure 9: Diagramme MFA pour les 5 HAP en Europe en 2000 (**Pacyna, 2011**)

La majorité des émissions se produit d'abord dans l'atmosphère (2485 t), puis le compartiment des sols et des sédiments (1125t). Les principales sources sont l'habitat urbain, les transports et la production de métaux. Le dépôt à partir du compartiment atmosphérique (humide et sec) est aussi une voie importante de contamination des sols et des eaux de surface.

3. Les plastifiants (phtalates)

a Généralités et propriétés physico-chimiques

Les phtalates sont des diesters dérivés de l'acide phtalique comprenant des substituants qui peuvent être aliphatiques ou aromatiques. Le nombre d'atomes de carbone de ces groupements peut varier de 1 à 13. La structure générale des phtalates est présentée ci-dessous (Figure 10) :

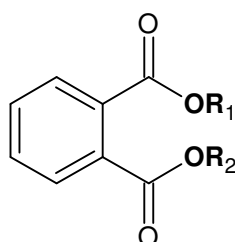


Figure 10: Structure générale d'un phtalate

Une vingtaine de phtalates sont utilisés dans l'industrie, parmi lesquels 6 sont couramment recherchés dans les différentes matrices de l'environnement selon les recommandations de l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US EPA). Ces 6 phtalates sont présentés dans le tableau suivant (Tableau 7) :

Phtalate de	Abréviation	R ₁	R ₂
Di-méthyl	DMP	CH ₃	CH ₃
Di-éthyl	DEP	(C ₂ H ₅) ₂	(C ₂ H ₅) ₂
Di-n-butyl	DnBP	(CH ₂) ₃ CH ₃	(CH ₂) ₃ CH ₃
Butyl-benzyl	BBP	(CH ₂) ₃ CH ₃	CH ₂ -(C ₆ H ₅)
Di-(2-éthylhexyl)	DEHP	CH ₂ CH(C ₂ H ₅)(CH ₂) ₃ CH ₃	CH ₂ CH(C ₂ H ₅)(CH ₂) ₃ CH ₃
Di-n-octyl	DnOP	(CH ₂) ₇ CH ₃	(CH ₂) ₇ CH ₃

Tableau 7: Identification des groupements pour les 6 phtalates recensés par l'US EPA

Les phtalates sont des liquides organiques visqueux transparents qui possèdent une faible tension de vapeur. La pression de vapeur saturante de ces composés, généralement faible (Tableau 8), diminue avec la longueur des chaînes hydrocarbonées. Ce sont des composés faiblement polaires, lipophiles, solubles dans les solvants organiques (acétone, éther, benzène) et peu solubles dans l'eau.

Les caractéristiques physico-chimiques des phtalates contrôlent leur répartition dans les différents compartiments de l'environnement. Ces divers facteurs dépendent des conditions de température du milieu. Le tableau (Tableau 8) suivant présente les caractéristiques physico-chimiques des six phtalates les plus fréquemment décelés dans l'environnement, principalement en relation avec leurs productions.

Composé	Symbole	N° CAS	Masse molaire (g/mol)	Constante H (Atm.m ³ /mol)	Psat (Pa) à 25°C	Log K _{ow} eau douce	Solubilité dans l'eau douce (mg/L)
Diméthylphtalate	DMP	131-11-3	194,2	1,22. 10 ⁻⁷	2,7. 10 ⁻¹	1,6	4,2. 10 ³
Diethylphtalate	DEP	84-66-2	222,2	2,66. 10 ⁻⁷	2,2. 10 ⁻¹	2,4	1,1. 10 ³
Di-iso-butylphtalate	DiBP	84-69-5	278,4	1,83. 10 ⁻⁷	2,4. 10 ⁻⁴	4,1	2,1. 10 ¹
Di-n-butylphtalate	DnBP	84-74-2	278,4	8,83. 10 ⁻⁷	3,6. 10 ⁻³	4,6	1,1. 10 ¹
Butylbenzylphtalate	BBP	85-68-7	312,4	7,61. 10 ⁻⁷	8,0. 10 ⁻⁵	4,8	2,7
Di-(2-ethylhexyl) phtalate	DEHP	117-81-7	390,6	1,71. 10 ⁻⁵	1,3. 10 ⁻⁵	7,5	3,0. 10 ⁻³
Di-n-octylphtalate	DnOP	117-84-0	390,6	1,03. 10 ⁻⁴	1,3. 10 ⁻⁵	8,1	22,0. 10 ⁻³
Di-iso-nonylphtalate	DiNP	28553-12-0	418,6	9,14. 10 ⁻⁵	6,7. 10 ⁻⁵	8,6	3,1. 10 ⁻⁴

Tableau 8: Caractéristiques physico-chimiques des 6 principaux phtalates (Stales et al., 1997; Thomsen et al., 1999; Mackintosh et al., 2004)

Les phtalates ont une origine essentiellement industrielle, car leur existence naturelle est quasiment négligeable. La production des phtalates a commencé dans les années 1920 puis s'est intensifiée à partir de 1950 lorsque ces composés ont été ajoutés au chlorure de polyvinyle (PVC) (Kimber & Dearman, 2010). La production mondiale de phtalates est de 4,3 millions de tonnes en 2006 (Vitali et al., 1997). Actuellement, les phtalates sont largement utilisés dans le domaine industriel (95% dans l'industrie des polymères et dans la fabrication de produits intermédiaires ou finis en PVC souple). Les phtalates les plus couramment utilisés sont le DEHP, le BBP, le DBP, le DEP et le DINP. Ces composés peuvent être présents dans de nombreux produits de consommation courante tels que les adhésifs, la vaisselle plastique, les sacs plastiques, les emballages alimentaires, les revêtements de sol, les huiles, les condensateurs électriques, les détergents, les solvants, les produits pharmaceutiques, les fils, les câbles électriques et les produits cosmétiques : parfums, déodorants, lotions après rasage, shampoings, vernis à ongles (Gomez-Hens & Aguilar-caballos, 2003).

b Toxicologie

Les phtalates ont longtemps été considérés comme inoffensifs pour la santé humaine et n'ont fait l'objet que récemment de campagnes de mesure d'exposition et de conseils de prévention. L'exposition à ces composés est souvent difficile à évaluer en raison de la multiplicité des sources potentielles et des situations. Selon l'Institut National de Recherche et de Sécurité, l'exposition et la contamination peuvent se produire par inhalation, par contact cutané ou par ingestion (INRS, 2007).

Les sources et voies d'exposition environnementales aux phtalates sont multiples et sont présentées dans le tableau 9.

Sources	Voies de transfert	Exposition humaine
Matériaux	Volatilisation Solubilisation	Inhalation
Cosmétiques Textiles Peinture/ adhésif	Volatilisation Solubilisation	Inhalation Ingestion Contact cutané
Production industrielle	Volatilisation Solubilisation	Inhalation
Insecticides Médicaments Equipements	Volatilisation Solubilisation	Inhalation Ingestion
Rejets de STEP Décharges	Volatilisation Solubilisation	Inhalation Ingestion

Tableau 9: Sources et voies d'exposition aux phtalates pour l'Homme (Wormuth et al., 2006)

En raison de leurs faibles tensions de vapeur, les phtalates ne présentent pas de risque immédiat pour la santé par inhalation, dans les conditions usuelles. L'inhalation des phtalates peut résulter aussi d'usages par pulvérisation (peintures, vernis, encres). Le contact cutané avec des phtalates purs peut se produire chez les ouvriers exposés à la fabrication de ces composés. Les principales préoccupations liées à l'exposition des phtalates chez les humains sont les effets sur la reproduction, notamment les problèmes de fertilité (effet de perturbation endocrinienne), le développement des nouveaux nés et le caractère cancérigènes de ces composés (**Latini et al., 2003; van Wezel et al., 2000**). Le niveau de toxicité des phtalates varie selon le type de composé. Selon l'UE, le DBP et le DEHP sont susceptibles de provoquer des perturbations endocriniennes (**Lund, 2000**). Plusieurs études effectuées sur des rats ont montré des effets sur la fertilité, sur le fonctionnement du foie, sur la croissance et le développement, sur l'activité anti-androgénique. Aucune donnée humaine sur les effets cancérigènes n'est disponible actuellement (**INRS, 2004; INRS, 2007; Brigon et al., 2005**).

c Persistance dans l'environnement

Les phtalates sont utilisés dans de nombreux domaines et sont donc omniprésents dans l'environnement. Ils ne sont pas liés chimiquement aux matières plastiques. De ce fait, ils s'en libèrent par contact avec des liquides ou des graisses ou s'échappent dans l'air ambiant. Le processus d'évaporation des phtalates est certes lent, mais leur présence dans l'atmosphère est constante notamment en raison de la persistance de leurs émissions.

Les principales voies d'apport des phtalates à l'environnement sont les émissions dans l'air (au niveau des industries) et les pertes par lessivage et ruissellement. Ces composés ont été détectés dans différents compartiments de l'environnement à des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les matrices liquides, du $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les matrices solides et de l'ordre du $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ dans les matrices gazeuses. A partir des différentes sources d'émission, les phtalates sont susceptibles d'être transférés vers l'atmosphère où ils sont alors incorporés aux masses nuageuses comme d'autres contaminants. Les précipitations et le ruissellement les entraînent ensuite jusqu'aux eaux de surface. De plus, les déversoirs d'orage dans les agglomérations et les rejets des stations d'épuration (domestiques et industriels) contribuent à l'apport aux rivières. Les eaux de surface contribuent ainsi à la dispersion des phtalates à partir de sources diffuses et ponctuelles résultant des activités industrielles, domestiques et de décharge. Enfin, les sols agricoles peuvent être contaminés par des dépôts atmosphériques et par l'épandage de boues de stations d'épuration.

La pression de vapeur saturante joue un rôle important dans le devenir des phtalates dans l'atmosphère. Les composés les plus légers tels que le DnBP et le DEP auront tendance à se répartir entre la phase gazeuse et la phase particulaire (**Rakkestad et al., 2007**). Tandis que les phtalates les plus lourds (DEHP) se fixeront davantage sur la phase particulaire (**Rudel & Perovich, 2009**). De plus, la pression de vapeur et la constante de Henry diminuant avec la température, le passage par solubilisation des composés de la phase gazeuse vers les aérosols liquides est ainsi facilité.

Malgré de fortes concentrations résiduelles mesurées dans les compartiments situés en aval du cheminement de l'eau (du rejet industriel/domestique au sédiment et au biotope), ces composés sont susceptibles de subir plusieurs types de dégradation (hydrolyse, oxydation, dégradation par les micro-organismes) limitant ainsi leur niveau de contamination (DT₅₀ dans les sols ce 1 à 75 jours).

4. Objectifs et problématique

Au vu l'état de l'art, il existe une contamination avérée du compartiment atmosphérique par les COSV depuis les années 1970. Cependant, la connaissance de la diversité des sources potentielles d'émissions diffuses de micropolluants organiques (COSV) à partir de sites de traitement de déchets (solides et liquides), en centre urbain et dans les zones industrielles, reste encore fragmentaire.

Ce travail s'inscrit également dans le cadre de la réglementation française. En effet, la France s'est engagée par la signature du protocole d'Aarhus (1998), à réduire ses émissions de POP. Cependant, aujourd'hui encore, la contamination de l'air ambiant en France reste encore peu documentée vis-à-vis de ces composés sur ce type de sites d'activité.

Ainsi, la problématique de ce travail a été de caractériser les sources et/ou vecteurs d'émissions diffuses atmosphériques de POP et d'autres COSV à partir de sites potentiellement contaminés, en référence aux habitats urbain et rural.

Pour répondre à cette problématique, les objectifs ont été d'améliorer tout d'abord les connaissances sur les émissions possibles de COSV sur différents sites (centre de traitement de déchets dangereux CTDD, station d'épuration d'eaux usées STEP, zones industrielles, ...), puis d'évaluer l'impact de sources potentielles et une élévation du bruit de fond, et enfin de caractériser le danger sanitaire potentiel des émissions de COSV vis-à-vis des populations riveraines.

Chapitre 2:

Stratégie d'échantillonnage sur les sites expérimentaux



Zone industrielle de Limay-Porcheville (<http://www.alpa-riva.com/fr/profil>)

1. Stratégie d'échantillonnage

Ainsi, dans le cadre de cette étude, sept sites ont été étudiés suivant deux périodes de températures contrastées (**guide LCSQA, 2015**).

Dans un premier temps, pour caractériser les émissions en centre urbain, un axe de trafic routier (boulevard périphérique, Paris-Est) et une zone ferroviaire souterraine, ont été équipés.

Dans un second temps, afin de caractériser les émissions diffuses à partir de sites de traitement, plusieurs sites tels qu'une nouvelle filière d'épuration des eaux usées (Briis-sous-Forges, 91), deux sites de traitement de déchets dangereux (Guitrancourt, 78 et GEREP, Mitry-Mory, 77) et une zone industrielle (Limay-Porcheville, 78) ont été étudiés.

Et enfin, pour observer l'impact d'une zone industrielle sur une zone riveraine, une zone industrielle active (Limay-Porcheville, 78) a été étudiée.

En parallèle, deux stations de référence en centre urbain (Paris 13^{ème}) et en habitat rural (Boissy-le-Châtel, 77) ont été suivies pour définir la référence du bruit de fond de la contamination en polluants organiques hors proximité immédiate d'activité émettrice connue (**guide LCSQA, 2015**).

Il a été ultérieurement envisagé de caractériser les flux d'émissions diffuses pour deux des sites étudiées (STEP et Limay/Porcheville/Guitrancourt) sur la base des méthodologies proposées dans un document de synthèse sur la détermination des flux d'émissions diffuses surfaciques (**ADEME, 2012**).

Pour répondre à la problématique d'émissions diffuses atmosphériques, plusieurs stratégies d'échantillonnage existent suivant les conditions des sites d'étude. Pour cela, des campagnes de mesure d'air ambiant, sur plusieurs semaines (représentativité temporelle), sur plusieurs saisons de températures contrastées (représentativité saisonnière) et si possible sur plusieurs points de mesure sur le site (représentativité spatiale des échantillons) doivent être réalisées. En complément de ces points de mesure, il est nécessaire d'ajouter des points de référence (correspondant à la mesure du bruit de fond atmosphérique), qui sont non exposés aux sources directes du site d'étude. Afin de mener correctement cette étude, une enquête préalable est nécessaire, afin de connaître le fonctionnement du site, la localisation précise et les différentes activités du site, les types et quantités de polluants présents.

D'après le rapport publié par l'ADEME, deux stratégies de caractérisation pour les émissions diffuses peuvent être mise en pratique : la caractérisation directe de la source, et celle dans son environnement. D'une part, les techniques « à la source », où les mesures sont

directement réalisées au niveau de la source d'émissions, visent à déterminer directement les facteurs d'émission. L'étude réalisée au droit de la filière d'épuration des eaux usées correspond à ce premier cas. Une estimation des flux d'émission au droit des bassins d'aération a ainsi été tentée en dépit de la difficulté à pouvoir optimiser la représentativité spatiale du point de mesure. Il faut préciser qu'il n'était pas possible dans ce cas de figure, d'isoler la surface émettrice. D'autre part, les stratégies dites dans l'environnement où les mesures sont réalisées autour de la source (ou des sources). Les facteurs d'émission sont alors déterminés en tenant compte de la dispersion des polluants au point de mesure. Des hypothèses sont alors faites sur les sources contributrices et leur dispersion au point de mesure, en particulier si le site d'étude est vaste et comporte plusieurs zones d'activités. Cette stratégie permet d'appréhender les émissions à l'échelle du site en fonction de la dispersion des panaches en fonction des vents présents sur le site. Cette dernière démarche a été essayée au niveau de la zone industrielle de Limay-Porcheville. Ces techniques permettent de s'affranchir de l'incertitude liée à l'hétérogénéité de la source.

Pour la caractérisation des émissions dans l'environnement, l'approche des émissions dans l'environnement est réalisée à partir de mesure de débits et des concentrations des polluants dans deux zones proche et éloignée de la source de contamination potentielle. Les flux d'émissions diffuses peuvent être déterminés par les deux méthodes : l'approche directe ou indirecte.

L'approche directe sera utilisée dans le cadre de notre étude à l'aide de mesures ponctuelles, pour caractériser les émissions diffuses de POP dans l'environnement à l'aide de prélèvements actifs (dynamique) et passifs. Elle consiste à mesurer des concentrations et des débits d'air à travers une surface « fictive » de dispersion du panache (qui est perpendiculaire à la direction du vent). Les difficultés de cette approche résident en l'élaboration de plusieurs hypothèses liées à la direction et la vitesse du vent, la représentativité de la surface, et la distribution des concentrations des polluants au sein du panache. Les mesures dans cette surface sont soit réalisées à partir de prélèvements ponctuels (surface limitée) ou par un ensemble de mesures intégrées. La méthode par prélèvements ponctuels permet de calculer un flux résultant dans le cas où le panache de dispersion reste à une faible hauteur (quelques mètres). Elle nécessite la mise en œuvre de plusieurs prélèvements à différentes hauteurs (à l'aide d'un mât) autour de la source, afin de prendre en compte l'intégralité et l'homogénéité de la surface de dispersion (Figure 11). Ces mesures sont réalisées de façon continue ou discontinue. Cependant compte tenu de la difficulté de réaliser ce type de prélèvements

(contrainte technique et économique) à des hauteurs différentes, cette approche est encore très peu utilisée.

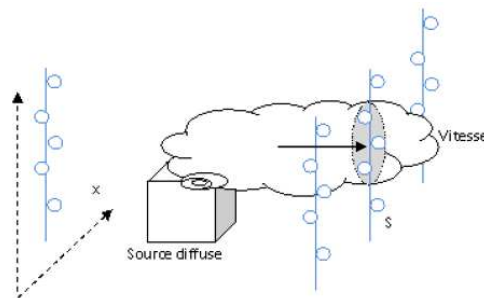


Figure 11: Schéma illustratif des sources d'émissions directes ponctuelles (ADEME, 2012)

L'approche indirecte est plus simple techniquement. Elle ne prend en compte qu'une unique source émettrice du polluant. Elle se base sur l'hypothèse que la concentration mesurée (C) d'un polluant dans l'environnement proche d'une source est la résultante du flux (Q) de ce polluant avec un ratio de dispersion atmosphérique (α), dépendant des conditions météorologiques et de la topographie du site (Figure 12). Le ratio de dispersion (α) peut être évalué par traçage synthétique ou par modélisation.

$$C = \alpha \cdot Q \quad (\text{Equation n}^\circ 1)$$

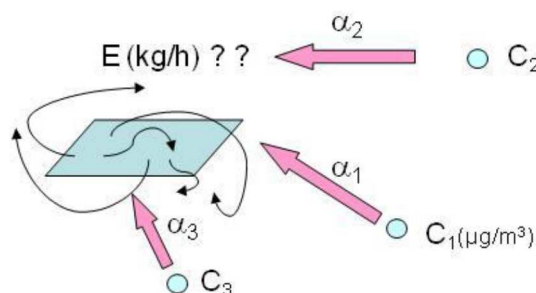


Figure 12: Schéma illustratif du principe de l'approche "indirecte"

La méthode par traçage se base sur l'hypothèse que le polluant et son traceur se disperse de la même façon dans l'atmosphère. Cette méthode assez complexe, nécessite l'utilisation d'un traceur stable et peu présent dans l'environnement de la source. La méthode par modélisation (normée NF EN 15445 2008) permet de calculer des flux d'émissions par un modèle statistique (régression multilinéaire) à partir de données d'entrée telles que les concentrations mesurées, les conditions météorologiques et les facteurs de dispersion (obtenus par modélisation). Cette approche ne tient pas compte du caractère ponctuel et variable des émissions diffuses.

Ainsi dans le cas de cette étude, l'approche directe a été utilisée d'une part en combinant des mesures de concentrations avec des mesures de vitesse de vent. Cette méthode a été retenue pour ces travaux réalisés au droit de la zone industrielle de Limay/Porcheville.

Ainsi les analyses de la contamination de l'air ambiant par prélèvement dynamique à l'aide d'un ou plusieurs échantillonneurs grand volume ont tous été réalisés suivant le protocole suivant.

Le prélèvement sur chacun des sites a fait l'objet de 6 échantillons d'air intégrés sur 15 jours à raison de 3 prélèvements consécutifs en période estivale et en période hivernale. Cependant, le facteur thermique n'intervenant peu ou pas dans le potentiel d'émission pour le site de la zone ferroviaire souterraine et du trafic routier, l'échantillonnage pour ces sites a été intercalé entre les périodes saisonnières de prélèvement des autres sites d'étude. De plus, chaque site a fait l'objet également d'un prélèvement intégratif à l'aide d'un ou plusieurs capteurs passifs pendant les 6 semaines consécutives à chaque période saisonnière.

Le tableau 10 récapitule le matériel de prélèvement (actif et passif) utilisé sur chacun des sites d'étude de la campagne 2013/2014 et la figure 13 montre l'emplacement des sites d'étude.

A noter que deux des sites étudiées (Limay/Porcheville/Guitrancourt et Mitry-Mory) ont également fait l'objet de prélèvements de dépôts atmosphériques dans le cadre d'une surveillance des effets éventuels des installations sur leur environnement selon l'article R512-28 du code de l'environnement (Circulaire du 9 août 2013). Ces retombées atmosphériques ont été caractérisées sous la forme de dépôts totaux intégrant les dépôts de temps de pluie et ceux de temps sec par période de 15 jours correspondant aux échantillonnages actifs d'air ambiant. Les dispositifs étaient constitués de jauges Owen de 0,36 m² comprenant un collecteur en inox et un contenant en aluminium de 25L.

Sites	Année d'étude		Types et nombre de préleveurs
	2013	2014	
Paris 13^e Station de référence centre urbain	X	X	1 actif 1 passif 1 jauge Owen
Boissy le Chatel Station de référence habitat rural	X	X	1 actif 1 passif 1 jauge Owen
Briis sous Forges Station d'épuration (STEP)	X		1 actif 1 passif
Paris Zone ferroviaire souterraine	X		1 actif 1 passif
Limay-Porcheville-Guitrancourt Stockage de déchets-VHU-métaux		X	3 actifs 9 passifs 1 jauge Owen
Nord Est Parisien (Mitry-Mory) Traitement de déchets industriels		X	1 actif 4 passifs 1 jauge Owen
Boulevard Périphérique Paris Est Trafic autoroutier		X	1 actif 1 passif

Tableau 10: Récapitulatif du matériel sur chacun des sites de la campagne 2013/2014

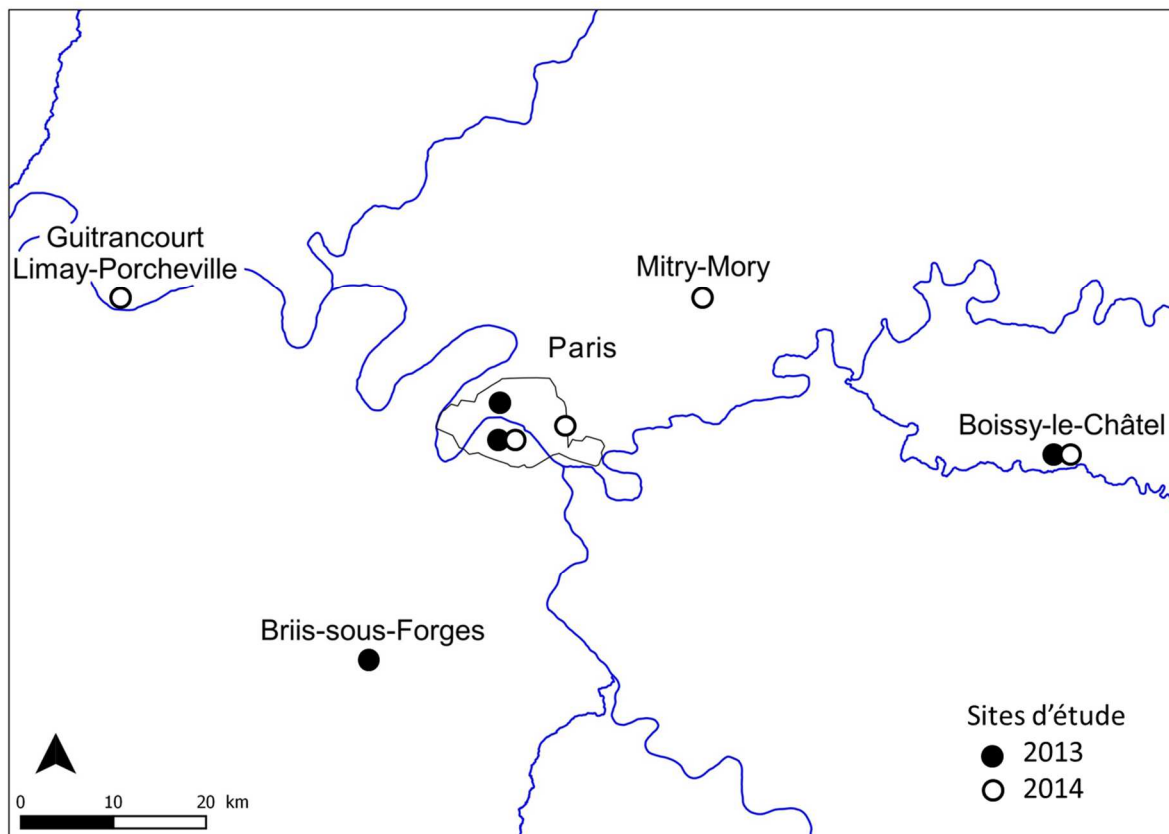


Figure 13: Emplacement des sites d'étude pour les campagnes de prélèvement 2013/2014

2. Description des différents sites d'études et des échantillonnages

Au cours de cette thèse, 138 échantillons d'air ont été prélevés dont 84 en mode actif (phase gazeuse et phase particulaire collectées et analysés séparément) et 54 en mode passif (phase gazeuse). A noter que tous ces échantillons ont pu être récupérés et analysés à l'exception de 3 prélèvements actifs (2 pour le site de Boissy et 1 pour Paris) et 3 passifs (1 perdu et 2 non exploitables).

Il faut noter qu'à ces échantillons ont été ajoutés 25 échantillons d'eaux et de boues urbaines en station d'épuration. Ainsi que 87 échantillons environnementaux dans le cadre de la surveillance des effets potentiels des installations (et autres activités humaines) sur l'état de contamination de l'environnement : 58 retombées atmosphériques, 23 prélèvements de feuilles de platanes et 6 sols.

2.1 Sites de référence (référence urbaine et rurale)

En absence de niveau de concentration de référence locale ou régionale pour l'évaluation de l'incidence potentielle des sources d'émissions suspectées des POP et des autres COSV étudiées (à l'exception des HAP étudiés par Airparif), chaque prélèvement sur site a été accompagné d'un prélèvement concomitant en habitat rural et d'un autre en centre urbain dense (**guide LCSQA, 2015**).

2.1.1 Site de référence en habitat rural (Boissy-le-Châtel)

Le site de référence de Boissy-le-Châtel se situe en Seine-et-Marne à 50 km à l'Est de Paris en limite d'un bourg de 3100 habitants. Les équipements initialement installés sur la commune voisine de Doue (site de référence initial du laboratoire) ont été déplacés sur celui du centre de l'IRSTEA qui offrait une meilleure sécurité pour le matériel (préleveur grand volume/ passif), tout en étant situé dans le même type d'habitat et avec l'avantage supplémentaire d'avoir une station météorologique et un technicien sur site. La contamination de l'air au niveau du site de Boissy a été étudiée sur deux années consécutives et sur six saisons (Février- Avril 2013, Juin- Juillet 2013, Septembre- Novembre 2013, Décembre- Février 2014, Février- Avril 2014, Juin- Juillet 2014 et Novembre- Décembre 2014) suivant le protocole précédemment décrits. A noter que le 3^{ème} et le 7^{ème} des prélèvements actifs (03/04/13- 18/04/13) font défaut en raison d'une coupure électrique. Le 4^{ème} prélèvement actif

présente un volume d'air faible en raison d'un défaut technique de l'appareil, qui a nécessité le changement du système de prélèvement (passage d'un appareil TISCH au système Zambelli Alvol).

Les conditions de prélèvement sont indiquées au tableau 11 :

Période des prélèvements actifs et des dépôts / passifs		Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Concentrations en aérosols particulaires (µg/m ³)
27/02/13- 14/03/13	27/02/13- 18/04/13	263,07	2680,57	4,1	33,89
14/03/13- 03/04/13		350,79	3378,46	2,5	41,01
03/04/13- 18/04/13		X	X	X	X
06/06/13- 08/06/13	06/06/13- 18/07/13	31,89 *	425	18,7	44,75
19/06/13- 03/07/13		249,24	3013,55	14,7	13,42
03/07/13- 18/07/13		267,26	3349,98	18,8	25,66
11/09/13- 25/09/13	11/09/13- 06/11/13	X	X	X	X
09/10/13- 19/10/13		240	2880	9,9	10,37
23/10/13- 06/11/13		320	3840	10,8	13,43
05/12/13- 19/12/13	05/12/13- 04/02/14	320	3840	4,5	21,77
07/01/14- 21/01/14		320	3840	6,5	15,18
21/01/14- 04/02/14		320	3840	5,4	14,53
13/02/14- 26/02/14	13/02/14- 16/04/14	295,67	3548	9,0	14,96
26/02/14- 13/03/14		320	3840	9,6	31,04
19/03/14- 02/04/14		320	3840	12,3	28,31
03/04/14- 16/04/14		300,18	3602	15,2	34,93
04/06/14- 16/06/14	04/06/14- 16/07/14	318,67	3824	17,7	16,73
18/06/14- 02/07/14		320	3840	16,8	16,98
02/07/14- 16/07/14		320	3840	17,3	12,56
04/11/14- 19/11/14	04/11/14- 17/12/14	320	3840	8,4	14,18
19/11/14- 03/12/14		320	3840	7,0	17,40
03/12/14- 17/12/14		320	3840	4,0	14,99

Tableau 11: tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air pour le site de référence rural de Boissy-le-Châtel (*problème technique de l'appareil)

2.1.2 Site de référence en milieu urbain (Paris 13ème)

Cet emplacement a été sélectionné par Airparif, puis pour ce projet, pour représenter le bruit de fond de la contamination de l'air en habitat urbain dense et à l'écart d'activité importante de trafic routier.

L'étude de la contamination de l'air au niveau du site de Paris 13ème a été réalisée en parallèle de celle de Boissy-le-Châtel sur trois années consécutives et sur neuf saisons (Février- Avril 2013, Juin- Juillet 2013, Septembre- Novembre 2013, Décembre- Février

2014, Février- Avril 2014, Juin- Juillet 2014, Septembre-Novembre 2014, Novembre-Décembre 2014 et Janvier-Février 2015)

Les conditions de prélèvement sont indiquées au tableau 12 :

Périodes des prélèvements actifs et des dépôts / passifs		Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Concentrations estimées en aérosols particulaires (µg/m ³)
27/02/13- 14/03/13	27/02/13- 18/04/13	305,22	543	5,5	12,22
14/03/13- 03/04/13		409,81	729	5,1	19,10
03/04/13- 18/04/13		306,54	546	11,1	11,81
06/06/13- 17/06/13	06/06/13- 18/07/13	227,14	397	18,2	8,75
17/06/13- 03/07/13		324,31	603	17,8	11,15
03/07/13- 18/07/13		308,42	515	21,7	19,57
11/09/13- 25/09/13	11/09/13- 06/11/13	285,71	478	15,8	7,13
25/09/13- 09/10/13		288,34	483	17,6	12,32
09/10/13- 06/11/13		569,47	996	12,8	8,09
05/12/13- 19/12/13	05/12/13- 04/02/14	286,44	522	5,7	15,34
07/01/14- 21/01/14		287,09	470	7,4	12,19
21/01/14- 04/02/14		287,23	534	5,5	7,92
13/02/14- 26/02/14	13/02/14- 16/04/14	263,63	423	9,2	8,51
26/02/14- 13/03/14		305,17	512	10,6	24,10
19/03/14- 03/04/14		307,59	521	12,5	22,25
03/04/14- 16/04/14		266,61	422	13,8	21,99
04/06/14- 18/06/14	04/06/14- 16/07/14	285,02	446	18,9	8,39
18/06/14- 02/07/14		282,48	375	19,1	10,53
02/07/14- 16/07/14		287,09	413	18,8	2,76
22/09/14- 08/10/14	22/09/14- 05/11/14	327,43	507	16,2	8,03
08/10/14- 22/10/14		287,94	472	14,9	8,94
22/10/14- 05/11/14		286,87	549	12,8	3,33
05/11/14- 19/11/14	05/11/14- 17/12/14	288,22	435	9,7	1,33
19/11/14- 03/12/14		288,44	457	8,5	6,46
03/12/14- 17/12/14		287,37	n.d	5,7	n.d
14/01/15- 28/01/15	14/01/15- 26/02/15	286,87	476	4,4	11,49
28/01/15- 11/02/15		291,49	521	3,4	12,78
11/02/15- 26/02/15		308,57	534	n.d	14,70

Tableau 12: tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air pour le site de référence urbain de Paris 13^{ème}

2.2 Sites et zones d'activités liées aux traitements de déchets liquides et solides

2.2.1 Station d'épuration de Briis-sous-Forges

a Description du réseau

L'objectif des travaux effectués sur le site de la STEP de Briis-sous-Forges a été tout d'abord de déterminer l'impact de la volatilisation passive sur la qualité de l'air ambiant par les rejets

de la STEP au niveau des entrées/sorties d'air du bâtiment ainsi qu'au niveau des bassins extérieurs. Le second objectif a consisté à réaliser un bilan global des émissions au niveau de l'ensemble du site.

La station d'épuration de Briis-sous-Forges est la plus récente (mise en service en 2009) des stations présentes sur le bassin versant de la Prédecelle (Figure 14). L'occupation de ce territoire est majoritairement à vocation agricole (85%). Dimensionnée pour une capacité d'environ 13 000 EH (Equivalent Habitants), la capacité moyenne de traitement est de 900 000 à 1 000 000 m³/an (de 2000 m³.j⁻¹ par temps sec à 6000 m³.j⁻¹ sous conditions de fortes précipitations). Cette filière se caractérise par la mise en œuvre de procédés d'épuration performants :

- Le traitement des eaux usées par des techniques membranaires
- Le traitement des odeurs par lit de tourbe
- Le conditionnement des boues en jardins filtrants de roselière

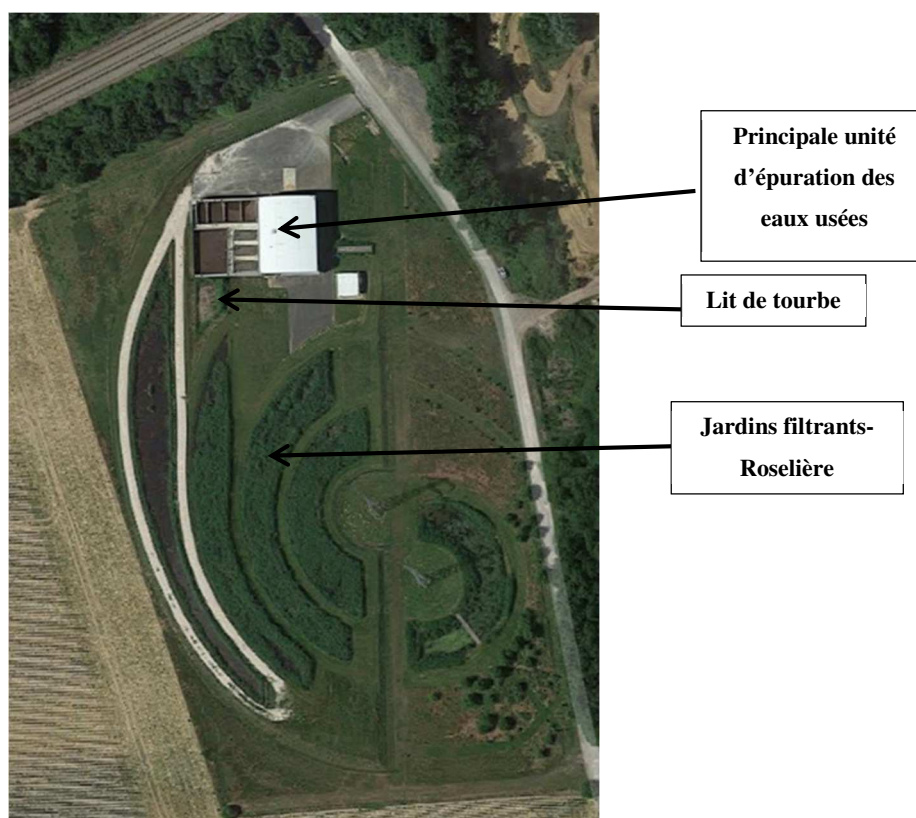


Figure 14: image satellite de la station d'épuration de Briis-sous-Forges (Google Earth)

Lors de leur arrivée à la station, les eaux brutes subissent différents prétraitements, tels que le dégrillage qui permet d'éliminer les déchets de grandes tailles, le dégraissage et le dessablage qui permettent l'élimination des graisses et des particules grossières. L'eau est ensuite envoyée dans des bassins d'aération où des microorganismes digèrent la plupart des matières

organiques. Les microorganismes et les particules très fines restantes sont alors retenus par ultrafiltration sur un système membranaire en polyéthylène. Les boues concentrées sont traitées par lagunage à l'aide de bassins « filtrants » couverts de roseaux et de joncs, permettant d'accroître l'efficacité des microorganismes épurateurs et d'éliminer les éléments minéraux de l'eau traitée. De plus, les polluants volatils sont aspirés et réinjectés à l'extérieur sur un lit de tourbe végétal, permettant de réduire en sortie la pollution olfactive (**Annexe F**).

b Air

La méthode d'échantillonnage sur le site de la STEP pour les différents polluants considérés (PCB, PeCB, HCB, HAP et phtalates) dans l'air a consisté en l'association d'un préleveur actif grand volume (Zambelli Alvol 400) et de 6 préleveurs passifs (modèle TE-1014, TISCH Environmental Inc.) (sur site et en périphérie). La répartition des différents préleveurs actifs et passifs est la suivante :

- 1 préleveur actif : sur la terrasse du bâtiment au-dessus des bassins d'aération
- 6 préleveurs passifs :
 - EB1 : entrée d'air du bâtiment (au niveau de la grille d'aération)
 - IB2 : 1^{er} étage du bâtiment dans la zone couverte au niveau de l'entrée des eaux usées dans le bâtiment (zone de prétraitement)
 - BA3 : terrasse du bâtiment entre les bassins
 - TO4 : sortie d'air du bâtiment (au niveau du lit de tourbe)
 - JF5 : bassins de stockage et de séchage des boues
 - M6 : Mairie de Briis-sous-Forges

La disposition des différents préleveurs d'air est représentée dans le schéma de la STEP en figures 15 et 16. Le dispositif d'échantillonnage a été établi afin de permettre de localiser et de hiérarchiser les différences relatives d'émissions ponctuelles potentielles en évaluant leur impact sur la qualité de l'air au voisinage du site, en fonction du bruit de fond ambiant déterminé en centre-ville de Briis-sous-Forges et à la station de référence de Boissy-le-Châtel.

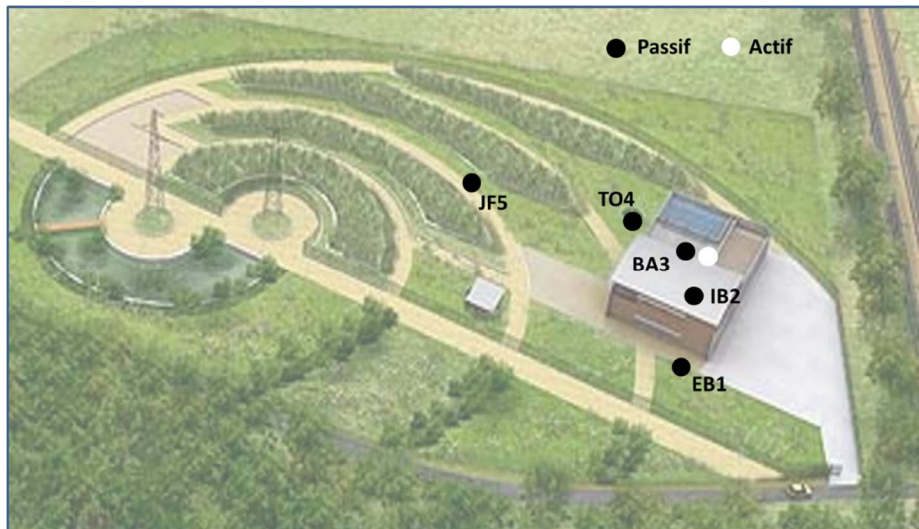


Figure 15: Image de synthèse de la disposition des installations pour la STEP (<http://www.bassin-predecelle.org/4>. Lutte contre la pollution/Lutte contre la pollution.html)

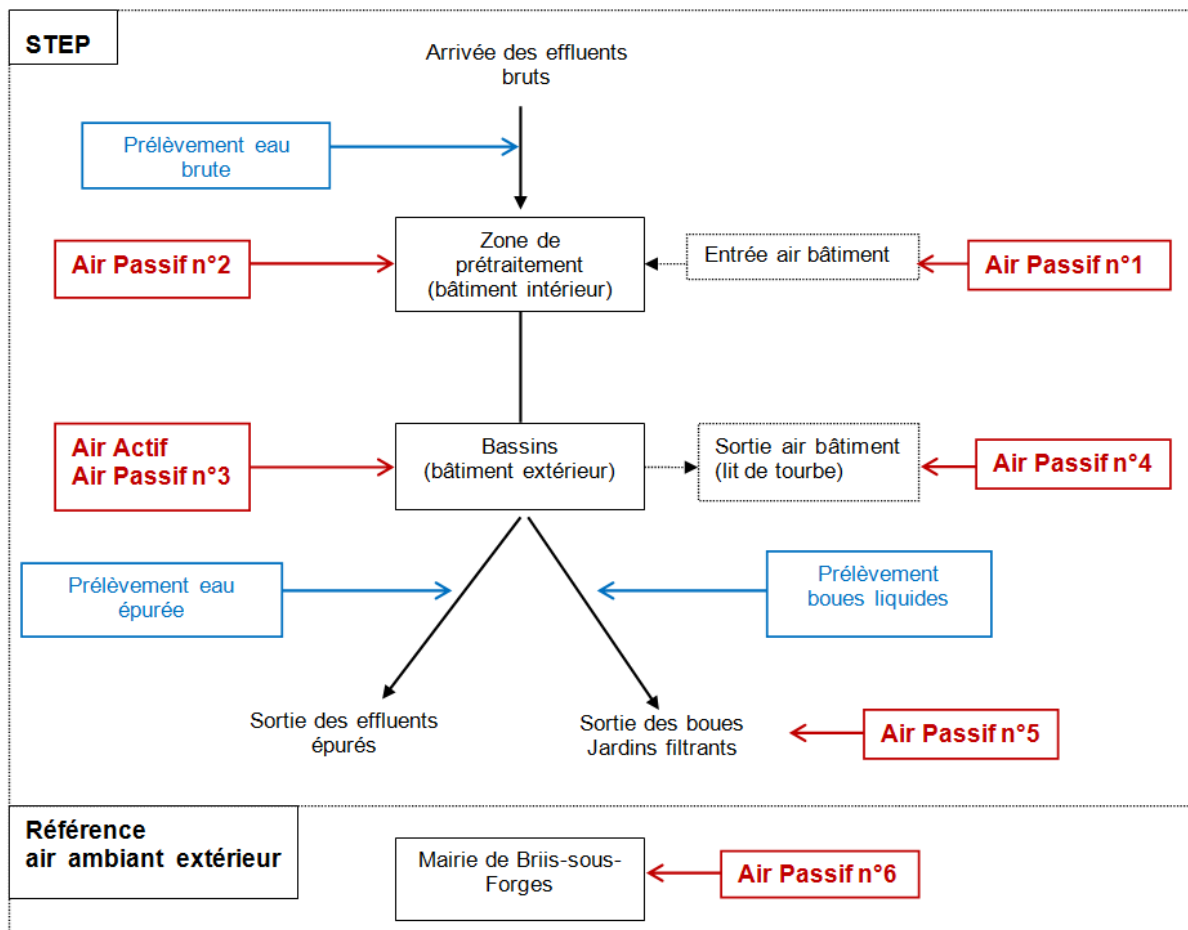


Figure 16: Disposition des différents préleveurs sur le site de la STEP et de la mairie de Briis-sous-Forges

L'étude de la contamination de l'air au niveau de la STEP a été réalisée sur deux périodes (Mars-Avril 2013 et Juin-Juillet 2013) pendant 6 semaines consécutives par le biais de 3 prélèvements de 15 jours pour le système actif et par le biais d'un prélèvement de 6 semaines pour le système passif. Les périodes et conditions de prélèvements sont mentionnés dans le tableau 13 :

Périodes des prélèvements actifs / passifs		Durée de prélèvement (h)	Débit d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Masse des MES sur le filtre (mg)
01/03/13- 15/03/13	01/03/13- 18/04/13	290,5	436	5,2	20,3
15/03/13- 29/03/13		320	480	7,5	23,7
04/04/13- 18/04/13		320	480	13,5	n.d
07/06/13- 17/06/13	07/06/13- 18/07/13	232,6	348,92	17,2	21,52
17/06/13- 01/07/13		320	480	19,4	8,13
03/07/13- 17/07/13		320	480	24,6	41,67

Tableau 13: Détails des prélèvements actifs et passifs d'air sur la STEP

c Eaux usées et boues liquides

Pour l'échantillonnage des eaux usées et des boues liquides sur le site de la STEP, un prélèvement a été réalisé en entrée (eau brute), en sortie (eau épurée), et avant la mise en jardins filtrants (boues liquides).

Le planning de prélèvements des eaux Entrée et Sortie de STEP est indiqué au tableau 14.

N°1	13/02/13
N°2	01/03/13
N°3	15/03/13
N°4	26/03/13
N°5	18/04/13
N°6	06/06/13
N°7	17/06/13
N°8	03/07/13
N°9	18/07/13

Tableau 14: Planning des prélèvements des eaux usées (entrée et sortie) et des boues liquides sur le site de la STEP

2.2.2 Centre de traitement de déchets industriels (Mitry-Mory)

Situé dans le département de la Seine-et-Marne, la zone industrielle de Mitry-Mory Compans est urbanisée sur son pourtour (environ 20000 habitants) et comprend près de 250 industries dont certaines sont susceptibles d'être émettrices de POP (Total Raffinage, Raffinerie du midi, Copetra Chimie, Difachimie, GEREP, CIM-CCMP, Société des plastiques, Société française des pneus, Air liquide et diverses sociétés de transport). Cette zone se situe au sud de l'aéroport de Roissy-Charles de Gaulle et de la voie rapide A104.



Figure 17: zone industrielle de Mitry-Compans (<http://adenca.over-blog.com/2015/07/zone-industrielle-mitry-compans-sites-classes-seveso-et-la-securite.html>)

L'objectif principal a été de caractériser les émissions passives (PCB, HCB, PeCB, Phtalates, PBDE) potentielles à température ambiante (hiver/été), à partir des déchets industriels parvenant au site de destruction. L'équipement sur site a consisté en un prélèvement d'air dynamique (Zambelli Alvol 400) et un passif au voisinage de l'aire de transit des déchets, ainsi que d'un collecteur de retombées atmosphériques et de trois préleveurs passifs dans le secteur pour permettre d'évaluer le niveau de contamination ambiant aux environs du site (Figure 18). Les concentrations au droit du centre de Mitry-Mory seront également comparées à celles du site de référence urbain de Paris XIII et de ceux de la zone industrielle de Limay.

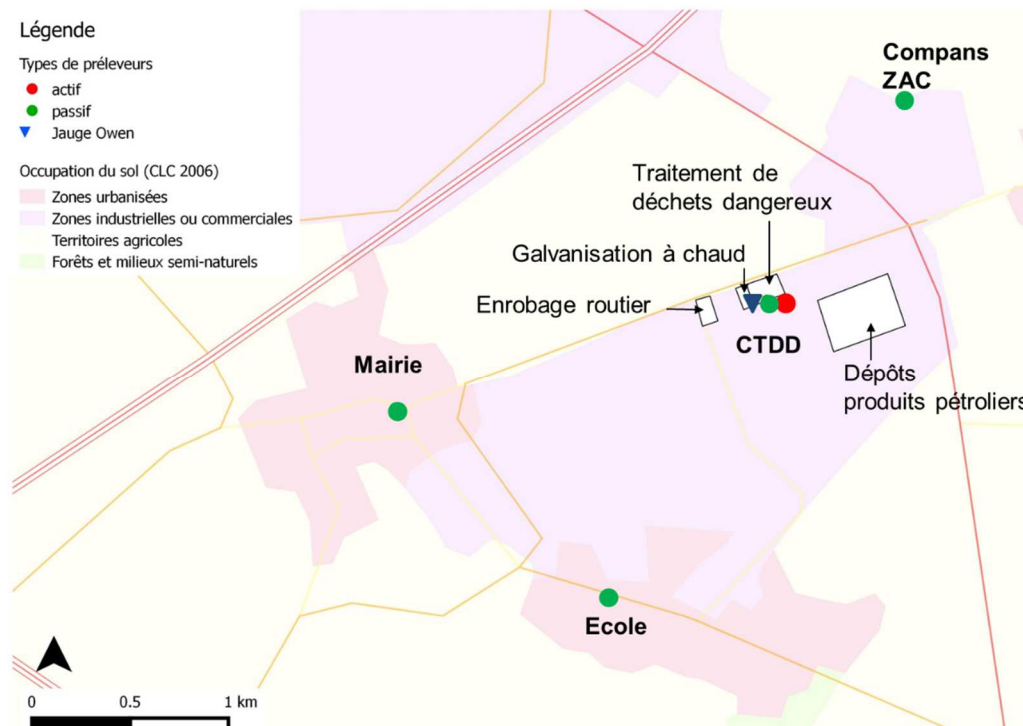


Figure 18: Emplacement des préleveurs d'air actifs et passifs sur la zone industrielle de Mitry-Mory

L'étude de la contamination de l'air sur le site a été réalisée sur deux saisons (Juin- Juillet 2014 et Novembre- Décembre 2014) par le biais de 6 prélèvements actifs intégrés chacun sur 2 semaines et par le biais d'un prélèvement passif par période de 6 semaines. Les conditions de prélèvement sont indiquées au tableau 15.

Périodes des prélèvements actifs /passifs		Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Concentrations en aérosols particuliers (µg/m ³)
04/06/14- 18/06/14	« Période estivale »	320,00	3840	17,85	69,13	22,03
18/06/14- 02/07/14		320,00	3840	17,35	65,40	20,97
02/07/14- 16/07/14		320,00	3840	18,10	75,00	12,12
04/11/14- 19/11/14	« Période hivernale »	298,20	3578	9,37	86,25	18,97
19/11/14- 03/12/14		270,00	3240	7,62	90,67	23,18
03/12/14- 17/12/14		270,00	3240	4,72	91,07	21,63

Tableau 15 : tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air sur la zone industrielle de Mitry-Mory

2.2.3 Zone industrielle Limay- Porcheville- Guitrancourt

La zone industrielle de Limay-Porcheville est implantée sur la rive droite de la Seine, à environ 50 km de Paris. Elle est située dans une zone dans une zone urbanisée (proche de

Mantes-la-Jolie et Mantès-la-Ville), et comprend plusieurs installations industrielles potentiellement émettrices de POP (aciérie-laminier ALPA, centrale thermique EDF, centre de traitement des déchets SARP, centre de gestion et de valorisation des déchets EMTA, cimenterie Calcia, France plastiques recyclage, Guy Dauphin Environnement (GDE), RTM gaz et le dépôt pétrolier Total). L'autoroute de Normandie (A13) se trouvant sur la rive gauche de la Seine, peut aussi avoir une influence sur les émissions de POP dans la zone d'étude (Figure 19).

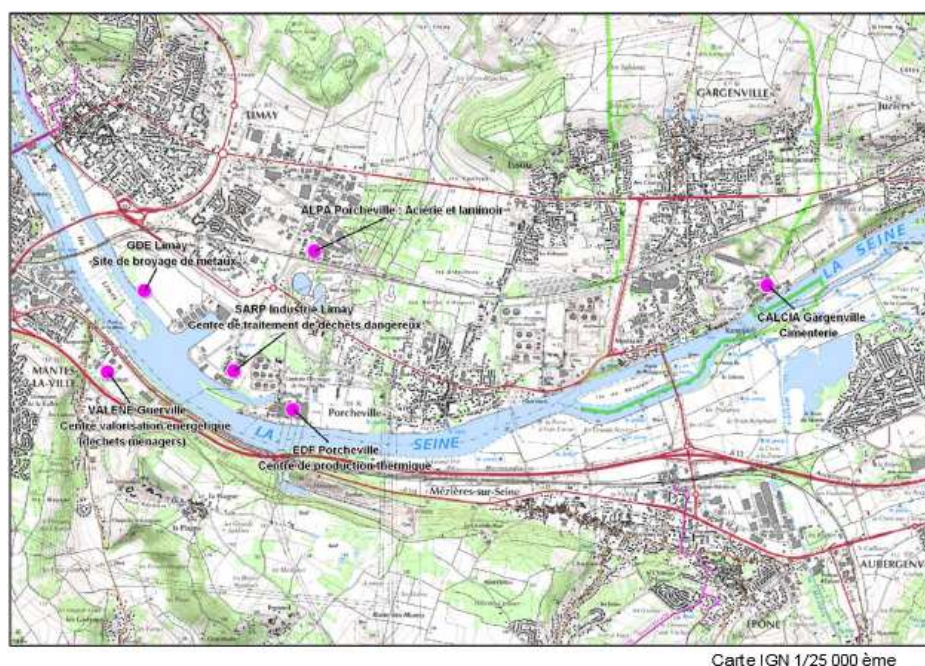


Figure 19: Plan des différentes stations émettrices de POP du secteur de Limay-Porcheville (Airparif, 2012)

Suite à la diffusion de la circulaire ministérielle du 9 août 2013 qui spécifie les modalités de l'évaluation de l'état des milieux susceptibles d'être affecté par les émissions des installation classées et par ailleurs de l'existence d'une CLIS GDE (destruction de VHU à Limay) et d'une CLIS Guitrancourt (centre d'enfouissement de déchets dangereux et de déchets non dangereux), ce secteur a été retenu comme zone atelier pour étudier l'influence des émissions par le traitement des déchets sur la qualité de l'air ambiant au voisinage des habitations (Gioia et al., 2011), des VHU et des métaux (Baek et al., 2010). Compte tenu de la présence de la centrale thermique de Porcheville, la question des émissions passives potentielles à partir des parcs de transformateurs peut y être intégrée.

Dans ce contexte, une interprétation de l'état du milieu (IEM) a été réalisée vis-à-vis des critères de surveillance dans l'air ambiant (concentrations dans l'air et/ou retombées atmosphériques, bio-accumulateurs). Elle permet d'évaluer la compatibilité de l'état des

milieux (air/eau/sol) autour des installations avec les usages constatés, dans le cas présent, l'existence d'une zone résidentielle avec une densité de population de 1500 Hab. km⁻¹.

La démarche adoptée a été d'établir un réseau d'échantillonneurs air/ dépôts atmosphériques sur l'ensemble des zones d'activités. Le réseau établi comporte 3 préleveurs actifs expérimentaux, jumelés avec 3 échantillonneurs passifs et 6 passifs supplémentaires dont 3 en périphérie du site de Guitrancourt. Deux autres complètent le dispositif actif/passif dont l'un se situe à proximité du centre de destruction de VHU et l'autre au niveau de la centrale thermique de Porcheville (Figure 20). A noter que deux de nos dispositifs jumelés de prélèvement d'air sur la commune de Limay, le Gymnase Guy Moquet et l'établissement pénitentiaire pour mineurs correspondent à des sites antérieurement équipés par Airparif pour l'étude des éléments métalliques (Airparif, 2012; Airparif, 2015), ce qui permettra l'échange de données analytiques et une exploitation plus avancée de l'ensemble des données analytiques pour publications communes ultérieures. Le tableau 16 précise les conditions de réalisation des prélèvements.

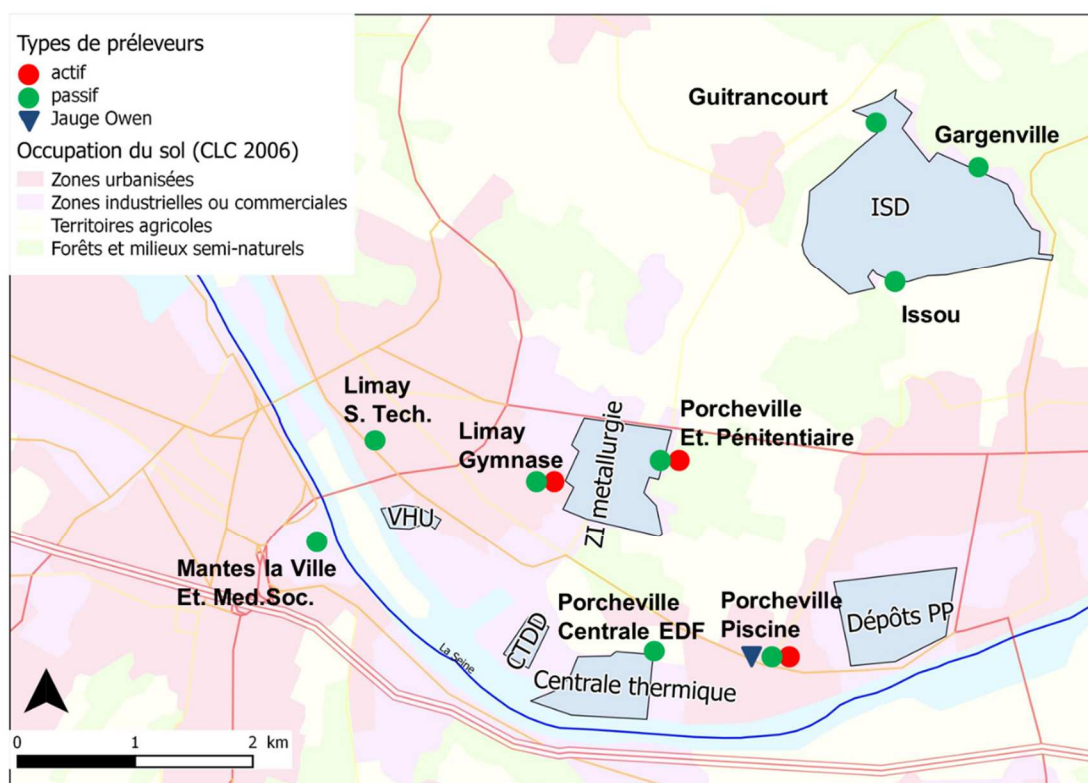


Figure 20: Carte de la zone d'étude Limay-Porcheville-Guitrancourt (VHU : centre de destruction des véhicules hors d'usage, EPM : Etablissement pénitentiaire pour mineurs, DST : Direction des services techniques, ISD : Installations de stockage des déchets, ZI : zone industrielle)

Périodes des prélèvements actifs / passifs		Sites préleveurs d'air actifs	Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Concentrations en aérosols particuliers (µg/m ³)
12/02/14-25/02/14	« Période froide »	Gymnase	254,79	455	7,03	83,71	4,99
		Pénitencier	256,87	346			10,75
		Piscine	259,10	482			2,22
25/02/14-12/03/14		Gymnase	301,28	472	7,78	76,06	15,49
		Pénitencier	301,20	538			13,40
		Piscine	302,90	363			16,53
18/03/14-02/04/14		Gymnase	299,89	513	9,40	71,88	17,33
		Pénitencier	301,24	461			15,88
		Piscine	300,28	327			7,06
02/04/14-15/04/14		Gymnase	259,38	378	11,30	74,50	12,17
		Pénitencier	258,96	396			13,11
		Piscine	258,96	130			11,23
03/06/14-17/06/14	« Période chaude »	Gymnase	280,22	423	16,80	76,40	13,19
		Pénitencier	280,22	382			5,84
		Piscine	280,16	480			7,23
17/06/14-01/07/14		Gymnase	279,75	372	16,77	70,93	8,76
		Pénitencier	280,22	408			5,32
		Piscine	279,88	397			4,76
01/07/14-15/07/14		Gymnase	283,43	418	17,28	79,13	6,99
		Pénitencier	280,51	460			3,74
		Piscine	280,58	398			2,84

Tableau 16: tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air sur la zone industrielle de Limay-Porcheville

Quatre prélèvements d'air ont été réalisés en période froide (contre 3 en période chaude), le premier correspondant à un prélèvement « test », visant à vérifier le système dans la zone (lieu de placement, débit, ...).

2.3 Sites de transports routier et ferroviaire

2.3.1 Site de trafic routier en milieu urbain (Boulevard Périphérique Est)

L'objectif principal sur ce site a été de caractériser les effets sur la qualité de l'air ambiant des émissions actives et passives (PCB, HCB, PeCB, Phtalates, PBDE) pouvant se superposer à celles des HAP produits par les véhicules à moteur. Les prélèvements ont été effectués à proximité d'une voie rapide avec un trafic routier intense sur l'emplacement d'une station du réseau de mesure permanent d'Airparif. Cela permettra de comparer ces résultats sur les HAP avec ceux de l'ASQA. La méthode d'échantillonnage sur le site du boulevard périphérique

Est (Porte Dorée) dans l'air ambiant a consisté en l'association d'un préleveur actif expérimental et d'un préleveur passif (Figure 21). Les concentrations seront également comparées à celles du site de référence urbain de Paris XIII.

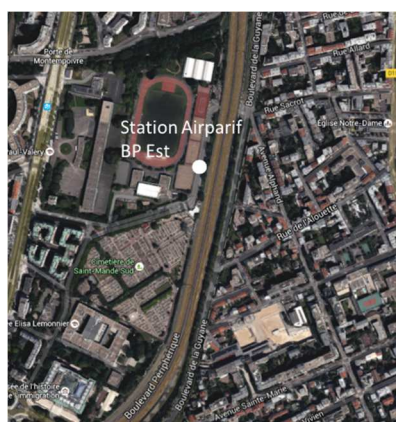


Figure 21: Emplacement de la station de mesure d'air BP est (Image Google, 2015)

La contamination de l'air sur le site est étudiée sur deux saisons (Septembre- Novembre 2014 et Novembre- Décembre 2014) par le biais de 6 prélèvements actifs intégrés chacun sur 2 semaines et par le biais d'un prélèvement passif par période de 6 semaines. Les conditions de prélèvement sont indiquées au tableau 17 :

Périodes des prélèvements actifs /passifs		Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Concentrations en aérosols particuliers (µg/m ³)
22/09/14- 08/10/14	« Période automnale »	319,28	523	16,2	16,08
08/10/14- 22/10/14		281,82	452	14,9	19,98
22/10/14- 05/11/14		279,53	304	12,8	19,51
05/11/14- 19/11/14	« Période hivernale »	276,47	504	9,7	18,12
19/11/14- 03/12/14		283,98	476	8,5	21,97
03/12/14- 17/12/14		300,51	492	5,7	30,04

Tableau 17: tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air sur le site de BP Est

2.3.2 Enceinte ferroviaire souterraine (EFS)

La caractérisation de la contamination de l'air ambiant a également été réalisée au sein d'une enceinte ferroviaire souterraine. Comme la grande majorité des EFS, elle dispose d'un système de ventilation qui favorise les échanges entre air extérieur et air intérieur. Dans le

cadre de cette étude, la configuration assez complexe de ce site permet difficilement d'appréhender les émissions indirectes qui pourraient influencer la qualité de l'air.

Les émissions passives potentielles ont été caractérisées à température ambiante (température quasiment constante) à l'aide d'un système de prélèvement actif expérimental et un système passif. Les concentrations de l'enceinte ferroviaire souterraine seront également comparées à celles du site de référence urbain de Paris XIII.

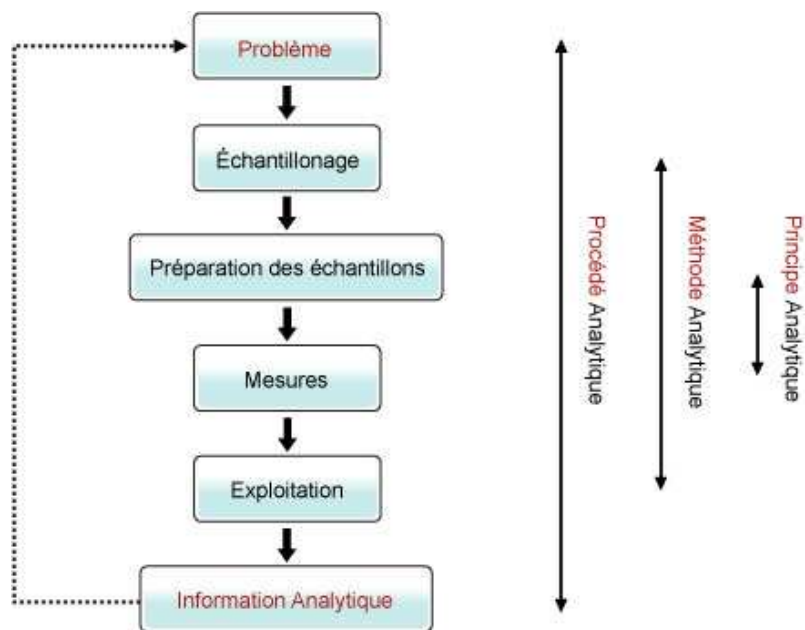
La contamination de l'air sur le site est réalisée sur deux périodes (Septembre- Novembre 2013 et Décembre 2013- Février 2014) par le biais de 6 prélèvements actifs intégrés chacun sur 2 semaines et par le biais d'un prélèvement passif sur 6 semaines. Du fait de la forte concentration en particules sur le site, il a été nécessaire de changer les filtres des systèmes de prélèvement toutes les semaines pour éviter le colmatage et une réduction des volumes échantillonnés. Les conditions de prélèvement sont indiquées au tableau 18 :

Périodes des prélèvements actifs/passifs		Durée de prélèvement (h)	Volume d'air prélevé (m ³)	Température moyenne (°C)	Humidité relative (%)	Concentrations en aérosols particulaires (µg/m ³)
25/09/13- 09/10/13	25/09/13- 06/11/13	280,8	388,2	25,7	48,6	65,62
09/10/13- 23/10/13		278,96	380,6	24,8	43,7	59,01
23/10/13- 06/11/13		280,25	459,5	24,7	41,7	53,20
04/12/13- 17/12/13	04/12/13- 06/02/14	259,67	417,2	20,9	33,8	89,78
07/01/14- 21/01/14		280,24	392,3	21,0	40,8	79,62
21/01/14- 04/02/14		320,71	455,1	20,4	38,3	86,88

Tableau 18: tableau récapitulatif des périodes et des conditions de réalisation des prélèvements actifs et passifs d'air pour l'enceinte ferroviaire souterraine

Chapitre 3 :

Protocoles de prélèvement terrain et validation des méthodologies analytiques des différentes matrices environnementales



Chromatographe en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en tandem (GC-MS/MS)

Au cours de ce projet, nous avons travaillé sur différentes matrices (air, eaux, boues, retombées atmosphériques, ...) qui nécessitent des protocoles d'échantillonnage, d'extraction et de purification différents. Ces méthodes ont été validées au préalable, avant toutes extractions d'échantillons réels, à l'exception de celle de l'extraction de la matrice des boues de station d'épuration (STEP) qui n'a pas pu être réalisée, du fait de la difficulté d'obtenir des boues « certifiées ». De ce fait, nous avons appliqué pour cette matrice, un protocole d'extraction déjà établi par le laboratoire pour les sédiments.

Les contaminants étudiés sont des contaminants ubiquitaires, dont certains sont largement utilisés dans les plastiques. Il est donc particulièrement important de prévenir toute contamination pendant les protocoles de prélèvement, d'extraction et lors de l'analyse. Pour cela, certains types de matériel ont été préférés (comme le téflon, l'acier, le nalgène et le latex) à la place de matériaux en plastique. De plus, les solvants utilisés lors des différentes étapes du traitement des échantillons sont de qualité « nonagrade » (purs à plus de 99,5%).

1. Echantillonnage

La recherche de composés semi-volatils en phase gazeuse dans l'air ambiant à de faibles concentrations (comprise entre quelques pg.m^{-3} à quelques ng.m^{-3}) a nécessité de pouvoir échantillonner d'importants volumes d'air, variant ici de 300 à 3 840 m^3 sur 15 jours de prélèvement.

La technique d'échantillonnage utilisée pour l'air ambiant sur les différents sites d'étude consiste en l'association d'un préleveur actif « grand volume » (Figure 22) et de capteurs passifs (Figure 23). La méthode active est utilisée comme référence normative au niveau européen (directives) avec en complément la méthode passive (moins coûteuse). En fonction des équipements disponibles au laboratoire, différents types de préleveurs actifs ont été utilisés lors de ces campagnes de prélèvement sur les différents sites. Les tableaux suivants (tableau 19 et tableau 20) montre cette répartition. Les méthodes de prélèvement ont été validées précédemment au sein du laboratoire (Alliot et al., 2014), et les conditions de prélèvement sont cohérentes avec les normes en vigueur pour l'homologation des appareils de mesure d'air (norme NF X43-329).



Figure 22: Photo des différents types de préleveurs actifs (Zambelli, TISCH et tête de prélèvement du dispositif expérimental)

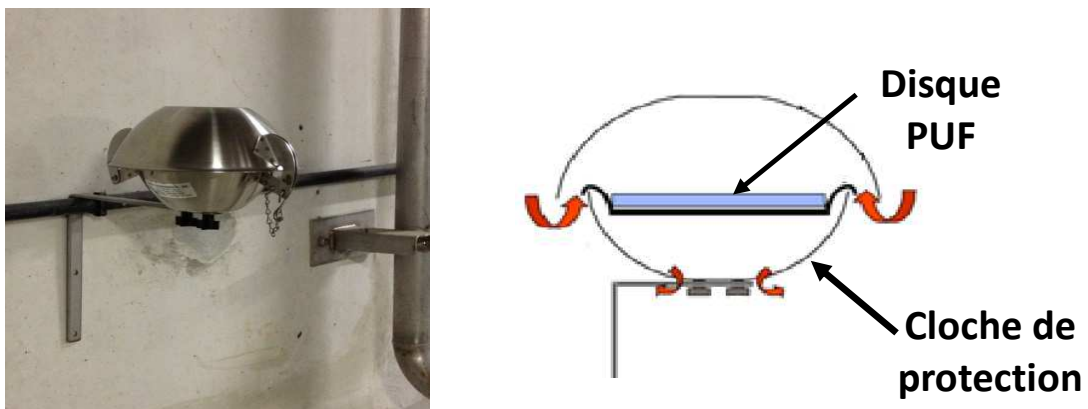


Figure 23: Photo et schéma d'un préleveur passif PUF (modèle TE-1014)

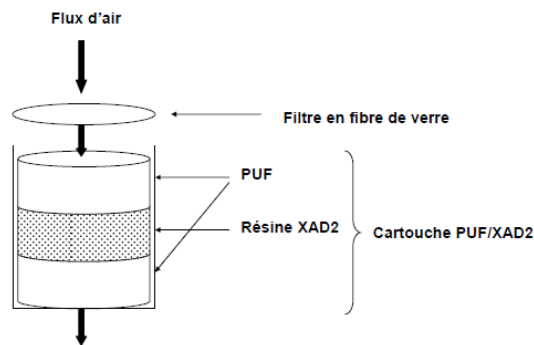


Figure 24: Schéma du système de prélèvement TISCH et Zambelli (Dargnat, 2008)

Sites d'étude	Type de préleveur actif
Boissy (IRSTEA)	TISCH puis Zambelli Alvol 400
Paris 13ème	expérimental
Axe de circulation	expérimental
Enceinte ferroviaire souterraine	expérimental
Limay/Porcheville/Guitrancourt	expérimental
Site de traitement des déchets	Zambelli Alvol 400

Tableau 19: Répartition des différents préleveurs actifs sur les sites

Type de préleveur actif	Pompe (puissance)	cartouches	débit
<i>Expérimental</i>	Pompe à palette sèche, puissance 0,14-0,14- 0,16 kWatt	Résine XAD-2 Contenant en métal	1,4 à 1,9 m ³ /h
<i>Zambelli Alvol 400</i>	Pompe rotative à palette, débit nominal 25m ³ /h, débit volumique réglable	Système tête large avec sandwich PUF/ XAD-2/ PUF Contenant en verre	STEP: 1,5 m ³ /h Boissy et Mitry-Mory: 12 m ³ /h
<i>Tisch</i>	Pompe rotative à palettes	Système tête large avec sandwich PUF/ XAD-2/ PUF Contenant en verre	12 m ³ /h

Tableau 20: Paramètres spécifiques des différents préleveurs actifs

Le tableau 20 montre une différence dans les valeurs des débits appliqués aux différents préleveurs des sites d'étude :

- Un débit moyen (1,4 à 1,9 m³/h) est appliqué pour les préleveurs d'air expérimentaux afin d'obtenir une vitesse linéaire équivalente dans la cartouche à celle des préleveurs commerciaux, et ne dépassant pas 180 cm/s. En effet, le diamètre interne des cartouches du système mis en œuvre par le laboratoire est inférieur à celui des cartouches du Tisch ou du Zambelli, soit 2 cm contre 6 cm (diamètre de la cartouche en verre contenant le sandwich PUF/XAD/PUF) pour les préleveurs commerciaux.
- Un débit moyen (1,5 m³/h) a été également utilisé pour le Zambelli sur le site de la STEP (au niveau des bassins d'aération extérieurs) pour réduire le risque de saturation (perçage) des composés sur la cartouche et/ou celui d'un faible rendement de piégeage en présence d'une atmosphère humide. L'analyse du 1^{er} prélèvement a montré que les concentrations des composés d'intérêt étaient toutes quantifiables. Ainsi ce débit a été conservé pour la suite de l'étude.
- Un débit élevé (12 m³/h) a été utilisé pour le Zambelli sur les sites de Boissy et de Mitry-Mory afin de suivre le même protocole de prélèvement déjà en place avec le préleveur TISCH lors des précédentes campagnes d'analyse de l'air ambiant sur le site de Boissy (site de référence) et afin d'éviter un éventuel artefact lié à deux appareillages différents, et ainsi permettre une comparaison des résultats.

Les mousses de polyuréthane PUF (figure 28) sont préalablement dopées par une solution de « dépuration compounds » pour permettre le calcul du volume d'air équivalent (m³/jour) (Poza et al., 2004 ; Guoin et al., 2005). Cette solution contient un mélange de DnOP-d4, DMP-d4, PCB 30, PCB 107, PCB 198, FLU-d10, FTH-d10, DahA-d14), représentatifs de

l'ensemble des familles de composés étudiées. Le principe utilisé ici que l'adsorption des composés natifs sur le PUF dans la phase linéaire est similaire à la perte de masse de « depuration compounds » sur le PUF. Ainsi, cette perte de masse (k_e) permet à l'aide de modèles mathématiques de déterminer le volume d'air équivalent (Annexe E). Une autre technique utilisée par d'autres chercheurs (**Harner et al., 2004 ; Motelay-Massei, 2005**) consiste à corréliser la masse de composés natifs présente sur le PUF avec celle mesurée à l'aide d'un préleveur d'air actif, placé au même endroit. Cependant, l'incertitude de la relation entre les masses de COSV du préleveur d'air actif et celle du PUF, qui ont une résolution temporelle différente, rend cette méthode plus imprécise.

Les aérosols particuliers sont piégés sur un filtre en fibre de verre (filtre Whatman QMA 47mm ou GFA 110 mm), puis les composés à l'état gazeux sont retenus, soit sur une cartouche composée uniquement de résine Amberlite XAD-2 (cas du préleveur expérimental), soit sur une cartouche en mousse de polyuréthane (PUF) associée à de la résine XAD-2 (cas des préleveurs TISCH et Zambelli) (Figure 24).

Le conditionnement de la résine XAD-2 et des PUF est réalisé par 5 cycles de 3 lavages successifs (Méthanol 100%, Acétone 100% et Hexane/DCM 50/50) à hautes pression et température à l'Accelerated Solvent Extractor (Thermo Scientific Dionex ASE 350). La résine et les PUF sont ensuite séchées sous vide et conservées dans des flacons hermétiques en verre préalablement lavés.

Avant leur utilisation, les filtres en fibre de verre (QMA 47mm et GFA 110mm) sont calcinés à 400° C durant une nuit, puis conservés au dessiccateur. Les données concernant la technique de préparation des cartouches de prélèvement est présente en **Annexe A**.

1.2 Retombées atmosphériques (RA)

Les retombées atmosphériques totales (dépôt sec et précipitations) sont collectées à l'aide d'un pluviomètre en acier inoxydable de 0,36 m² de surface, connecté à un contenant en aluminium de 25 litres (Figure 25). L'échantillonnage s'est déroulé au niveau du sol pour la plupart des sites (Boissy-le-Châtel, Paris 13^{ème}, Mitry-Mory et le gymnase de Limay), sauf dans le cas de deux sites, où le collecteur a été placé sur le toit du pénitencier de Porcheville (altitude de 10m au-dessus du sol) et sur le toit d'un des bâtiments de la piscine de Porcheville (altitude de 5m au-dessus du sol). Au laboratoire, l'échantillon contenu dans les bidons en aluminium est homogénéisé, puis son volume total est mesuré à l'aide d'une éprouvette graduée, et une fraction de 3,5 L est récupérée dans une bouteille en verre ambrée. Le matériel

ayant été préalablement lavé avec un détergent (extran), puis rincé plusieurs fois à l'acétone. Les échantillons prélevés sont ensuite stockés à l'obscurité au réfrigérateur à 4° C.



Figure 25: Collecteur de dépôts atmosphériques totaux (jauge OWEN)

1.3 Eaux usées de STEP

L'échantillonnage des eaux usées sur le site de la STEP a consisté en un prélèvement en entrée (eau brute) et en sortie (eau épurée). Ces prélèvements ont été effectués à partir de collectes intégrées sur 24h réalisées par les techniciens de la STEP dans des flacons en verre placés à 4°C. Sur ces volumes de collecte, 1L d'eau brute est récupérée en entrée et 3L d'eau épurée en sortie de STEP. Les échantillons prélevés sont ensuite stockés dans l'obscurité au réfrigérateur à 4° C.

1.4 Boues liquides de STEP

Les boues liquides ont été collectées avant la mise en jardins filtrants. Le prélèvement de l'ordre de 100 mL est réalisé tous les 15 jours dans un pot en verre. Les échantillons prélevés sont ensuite stockés dans l'obscurité au réfrigérateur à 4° C.

Dans le bassin de séchage des boues, un prélèvement de boues d'épandage a été effectué juste avant le curage d'un bassin en décembre 2014.

2. Protocole d'extraction

La phase d'extraction permet de transférer les composés organiques de la matrice d'échantillonnage dans un solvant approprié (comme l'hexane ou le méthanol) suivant la technique d'analyse utilisée. Il faut donc veiller à ce que l'extraction soit la plus efficace possible, en évitant au maximum l'extraction simultanée de composés interférents. Pour les matrices aqueuses (RA, eaux usées et boues liquides), l'extraction a eu lieu dans un délai n'excédant pas 48h après le prélèvement.

2.1 Air

a Phase particulaire (filtre QMA et GFA)

Les filtres (Whatman QMA 47 mm ou GFA 100 mm) sont lyophilisés pendant 12 heures dans des flacons en verre ambrés de 22 mL. Les filtres séchés subissent ensuite une extraction solide-liquide aux ultrasons (Branson 3510, puissance 100 W) dans 10 mL d'un mélange Hexane/Acétone (50/50) pendant 20 min, les étalons internes ont été ajoutés au préalable au mélange (**Annexe B**). Les filtres sont alors centrifugés pendant 2 min à 2500 tours/min, puis le surnageant est transféré dans un flacon en verre de 22 ml. L'opération est répétée une seconde fois, puis le filtre est rincé avec 2 mL du mélange de solvants et passé au vortex pendant 1 min. En parallèle des blancs « solvant » et « verrerie » sont réalisés dans les mêmes conditions. Les extraits sont ensuite purifiés par différentes techniques (purification Florisil, purification silice activée/alumine activée....) (**Annexe C**) puis reconcentrés sous flux d'azote et enfin analysés en GC-MS et GC-MS/MS (**Annexe D**).

b Phase gazeuse (résine, sandwich, PUF)

Les sandwichs (PUF/XAD/PUF) contenus dans les cartouches en verre des préleveurs actifs Zambelli Alvol 400 et le TISCH et les mousses PUF (polyurethane foam) contenues dans les capteurs d'air passifs sont initialement dopés avec les étalons internes (**Annexe B**) et placés pendant 1 nuit au réfrigérateur à 4°C dans les cellules de 100 mL de l'ASE. Le lendemain, les cellules contenant les PUF sont extraites à l'aide d'un ASE 350 (Thermo Scientific Dionex) avec environ 180 mL d'un mélange Hexane/Acétone (50/50) sous 100 °C et 100 bars de pression. Les cellules contenant les sandwichs sont extraits par ASE avec un mélange Acétone/Hexane (75/25) sous 100°C et 100 bars de pression. Cette différence de proportion d'Hexane/Acétone par rapport aux PUF, provient des différences de propriétés physico-chimiques des matrices. La résine XAD-2 contenue dans les cartouches métalliques du préleveur expérimental (environ 50 g) est partagée de façon égale entre deux cellules de 100 mL de l'ASE (25 g de résine dans chacune) avant que l'une des deux cellules ne soit dopée avec les étalons internes (**Annexe B**) puis conservés pendant 1 nuit au réfrigérateur à 4°C. Les cellules contenant les résines dopées et non dopées sont ensuite extraite par ASE avec environ 180 mL d'un mélange de DCM/MeOH (2 :1). Les extraits (PUF/XAD2 ou XAD2) sont ensuite reconcentrés sous flux d'azote, puis recombinaés (résine dopée et non dopée) avant d'être transférés dans des flacons ambré de 22 mL puis stockés au réfrigérateur à 4° C. Ces extraits seront ensuite purifiés selon différentes étapes (**Annexe C**), reconcentrés et analysés

en GC-MS et GC-MS/MS (**Annexe D**). Des blancs « Terrain » et « labo » sont réalisés en parallèle.

2.2 Retombées atmosphériques (RA)

La récupération des composés dans les retombées atmosphériques est réalisée sur un échantillon de 3,5 L par trois extractions liquide-liquide successives avec 150 mL d'Hexane/DCM (75/25) après avoir ajouté les étalons internes (**Annexe B**). L'extraction des retombées atmosphériques est réalisée dans des bouteilles en verre ambrée de 4 L et agitée sur un système d'agitation mécanique latéral pendant 20 min à 170 mouvements/min (IKA-Werke Labortechnik, modèle HS-501 digital). La récupération de la phase organique est réalisée à l'aide d'ampoules à décanter de 1 L. Un blanc « labo » est réalisé en parallèle en solvant (3 X 150 mL du mélange Hexane/DCM) dans les mêmes conditions. Les extraits sont ensuite évaporés sur rotavap (Buchi waterbath B-480). Les différents extraits sont ensuite stockés à l'obscurité au réfrigérateur à 4° C avant d'être purifiés (**Annexe C**), reconcentrés et analysés en GC-MS et GC-MS/MS (**Annexe D**).

2.3 Eaux usées de STEP

L'extraction des eaux usées de STEP (entrée et sortie) nécessite de prendre quelques précautions supplémentaires pour éviter toute contamination personnelle par des agents « infectieux ». Il est nécessaire pour cette phase d'extraction de travailler sous sorbonne, de porter en plus d'une blouse et de gants, un masque et des lunettes de protection. Tout matériel contaminé par les eaux doit être désinfecté après utilisation puis lavé correctement. L'extraction des eaux de sortie de STEP est identique à celle des RA. Pour l'extraction des eaux d'entrée, la prise d'essai est de 1L et les trois extractions successives sont réalisées avec 50 mL d'Hexane/DCM (75/25).

2.4 Boues de STEP

De même que les eaux usées de STEP, l'extraction des boues liquides nécessite une bonne protection et une décontamination de tout matériel souillé après utilisation. L'extraction des boues liquides de STEP est réalisée après lyophilisation (Bioblock Scientific Christ Alpha 1-4 LD plus) des échantillons pendant 36 heures. Une prise d'essai d'1g est ensuite extraite suivant le même protocole que les filtres. Un blanc « labo » est réalisé en parallèle avec uniquement du solvant dans les mêmes conditions. Le soufre est ensuite éliminé par contact avec des copeaux de cuivre pendant 1 nuit au réfrigérateur à 4°C. Les différents extraits sont

ensuite stockés à 4° C avant d’être purifiés (**Annexe C**), reconcentrés et analysés en GC-MS et GC-MS/MS (**Annexe D**).

2.5 Feuilles de platane et sols

Les feuilles de platane sont lavées pour éliminer les polluants particulaires déposés à la surface des feuilles (**Salki et Maeda, 1982**), puis séchées et broyées. Le séchage des feuilles n’entraîne pas de perte de composés organiques (**Bacci et Gaggi, 1985**). Une prise d’essai de 1 g est tamisée et placée dans les cellules de l’ASE 350 (5 mL) et 0,5 g de dispersant est ajouté, ainsi que les étalons internes (**Annexe B**), puis les cellules sont conservées pendant 1 nuit au réfrigérateur à 4°C. Les cellules sont extraites par un mélange Hexane/acétone (50/50) sous 100 °C et 100 bars de pression.

Les sols sont préalablement lyophilisés (3 à 4 jours) pour éliminer l’eau, puis homogénéisés et tamisés. Une prise d’essai de 1 g est placée dans les cellules de l’ASE 350 (5 mL) et 1 g de dispersant est ajouté, ainsi que les étalons internes (**Annexe B**), puis les cellules sont conservées pendant 1 nuit au réfrigérateur à 4°C. Les cellules sont extraites par un mélange Hexane/acétone (50/50) sous 100 °C et 100 bars de pression.

Les extraits (feuilles de platane et sols) sont reconcentrés sous flux d’azote avant d’être transférés dans des flacons ambré de 22 mL puis stockés au réfrigérateur à 4° C. Ces extraits seront ensuite purifiés selon différentes étapes (**Annexe C**), reconcentrés et analysés en GC-MS et GC-MS/MS (**Annexe D**). Des blancs « labo » sont réalisés en parallèle.

Le tableau 21 récapitule les différents protocoles d’extraction en fonction des matrices :

AIR	Phase particulaire	Lyophilisation puis extraction aux ultrasons en Hexane/Acétone (50/50)
	Phase gazeuse	ASE (Accelerated solvent extraction) en Acétone/Hexane (75/25) : sandwichs DCM/MeOH (2 :1) : resine XAD-2 Hexane/Acétone (50/50) : PUF
RETOMBEES ATMOSPHERIQUES	Extraction liquide-liquide en Hexane/DCM (75/25)	
EAUX USEES	Extraction liquide-liquide en Hexane/DCM (75/25)	
BOUES	Lyophilisation puis extraction aux ultrasons en Hexane/Acétone (50/50)	
Feuilles et sols	Lyophilisation puis extraction ASE (Accelerated solvent extraction) en Acétone/Hexane (50/50)	

Tableau 21: Protocoles d’extraction en fonction des différentes matrices

2.6 Analyse et expression des résultats

Afin de pouvoir comparer les concentrations de chaque composé entre les échantillons réels et les blancs associés, les quantités obtenues pour les blancs analytiques sont également exprimées en ng/m^3 , en divisant la quantité retrouvée par le volume d'air prélevé sur les différents sites pendant la période correspondante. Les concentrations de chaque composé sont corrigées par rapport aux valeurs obtenues dans les blancs correspondants, si la concentration d'un composé donné dans l'échantillon n'est pas quatre fois supérieure à sa concentration dans le blanc correspondant. Les concentrations en composés dans les échantillons réels sont indiquées « < LQ » si elles sont inférieures aux limites de quantification calculées (Annexe D).

Pour analyser les phtalates, les HAP, les PBDE et les PCB, plusieurs méthodes ont été développées en GC-MS et en GC-MS/MS.

Les phtalates et les HAP sont analysés par GC-MS avec une ionisation par impact électronique (EI), suivant la méthode décrite par Alliot et al. (2014). Les paramètres analytiques sont présentés en **Annexe D**. Les concentrations en phtalates sont exprimées en somme des 8 concentrations ($\Sigma 8$ phtalates), correspondant à la somme du DMP, DEP, DiBP, DnBP, BBP, DEHP, DnOP et DiNP. Les concentrations en HAP sont présentées en somme des 15 composés ($\Sigma 15$ HAP), appartenant à la liste de 16 HAP classés prioritaires selon l'EPA.

Les PCB, PBDE, PeCB et HCB sont analysés par GC-MS/MS avec une ionisation par EI, suivant la méthode décrite par Alliot et al. (2014). Dans le cas de l'analyse des PUF, des PCB marqués au ^{13}C sont utilisés à la place du PCB 30 et 107 pour la quantification, puisque ceux-ci sont utilisés comme composés de référence pour le calcul des volumes d'air équivalents des PUF. Les paramètres analytiques sont présentés en **Annexe D**. Les concentrations des PBDE sont exprimées en somme des 8 composés ($\Sigma 8$ PBDE), correspondant à la somme du PDBE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 et 209. Les concentrations en PCB sont présentées sous 3 formes. Tout d'abord en somme des 18 PCB ($\Sigma 18$ PCB), en somme des 7 PCB indicateurs ($\Sigma 7$ PCB_i : 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) et en somme des PCB Dioxin-Like (Σ PCB-DL : 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189). Les concentrations du PeCB et de l'HCB sont données individuellement.

Les paramètres de détection par spectrométrie de masse, comprenant les temps de rétention des composés, les transitions de quantification, les valeurs de m/z choisie, les ions de qualification et de quantification, sont présentés en Annexe D.

Pour comparer les différences observées de concentrations ou de teneurs obtenues entre les sites potentiellement contaminés et les sites de référence, le test de Wilcoxon Mann-Whitney a été utilisé. Ce test non-paramétrique permet la comparaison d'un faible nombre d'échantillons ($n < 30$), dans le cas où les conditions de normalité et d'homogénéité des variances ne sont pas toujours respectées. La significativité des différences est indiquée le cas échéant (** pour $p < 0,01$ et * pour $p < 0,05$).

3. Validation des différentes méthodes et blancs analytiques

3.1 Air

a Phase particulaire (filtre QMA et GFA)

Pour valider la méthode d'extraction et de purification pour la phase particulaire 3 filtres GFA 110 mm (communs aux préleveurs d'air TISCH et Zambelli) et 3 filtres QMA 47 mm (utilisés pour le préleveur d'air expérimental) ont été dopés avec les étalons de dopage des familles de composés PCB, HAP, PBDE et Phtalates. Les volumes et quantités d'étalons de dopage sont présentés en **Annexe B**. Les filtres dopés reposent une nuit au réfrigérateur dans du papier d'aluminium. L'extraction est réalisée suivant le protocole précédemment décrit. En parallèle, 6 blancs « manipulation » (filtre QMA et GFA) et 3 blancs « verrerie » (solvant uniquement), correspondant à des matrices non dopées, sont réalisés sous les mêmes conditions d'extraction. Les extraits sont alors reconcentrés jusqu'à 1mL sous azote et mis en vial où sont ajoutés les étalons interne (**Annexe B**). Ils sont alors analysés en GC-MS et GC-MS/MS avec les gammes d'étalonnage associées (**Annexe D**).

Les taux de rendement correspondent au rapport entre la masse expérimentale retrouvée et la masse théorique ajoutée. Les rendements d'extraction obtenus pour les triplicats des filtres GFA et QMA avant et après purification (**Annexe C**), ainsi que les valeurs des blancs « manipulation » et « verrerie » sont donnés dans le tableau 22:

			PCB ($\Sigma 18$)	HAP ($\Sigma 15$)	PBDE ($\Sigma 8$)	Phtalates ($\Sigma 8$)
Filtre GFA 110 mm	Rendements moyen (%)	Avant purification	84,45	47,97	67,60	84,43
		Après purification	64,89	31,25	49,27	78,62
	Blanc (%)	manipulation	0,39	0,14	1,91	0,58
		verrerie	0,12	0,12	2,03	0,48
Filtre QMA 47 mm	Rendements moyen (%)	Avant purification	89,73	62,57	60,33	86,40
		Après purification	64,65	40,30	44,89	85,55
	Blanc (%)	manipulation	0,18	0,22	1,87	0,87
		verrerie	0,12	0,12	2,03	0,48

Tableau 22: Rendements moyen d'extraction de la phase particulaire et valeurs des blancs

En parallèle, les limites de quantification pour la phase particulaire ont également été déterminées en considérant la quantité dopée (en pg) avec un ratio signal/bruit de 10. Ces quantités ont ensuite été converties en concentration à l'aide d'un volume d'air prélevé (400 m³) (Alliot et al., 2014). Les phtalates et les PBDE présentent les LQ les plus élevées, d'environ 60 pg/m³ pour les phtalates et d'environ 120 pg/m³ pour les PBDE. Les HAP et les PCB montrent des LQ inférieures à 20 pg/m³. Les LQ pour la phase particulaire sont présentées en Annexe D.

b Phase gazeuse (résine, sandwich, PUF)

Pour valider la méthode d'extraction et de purification pour la phase gazeuse, 3 résines XAD2 et 3 sandwichs (PUF/XAD/PUF) ainsi que 3 PUF ont été dopés avec les étalons de dopage (Annexe B). Les différentes matrices dopées sont laissées une nuit au réfrigérateur dans les cellules de 100 mL de l'ASE. Ensuite une extraction à l'ASE est réalisée avec les solvants appropriés à chaque matrice (cf II.4.b). En parallèle, des blancs « manipulation » et des blancs « verrerie » sont effectués pour chacune des matrices sous les mêmes conditions. Les rendements d'extraction obtenus pour les triplicats des trois matrices avant et après purification (Annexe C), ainsi que les valeurs des blancs « manipulation » et « verrerie » sont donnés dans le tableau 23:

			PCB (Σ 18)	HAP (Σ 15)	PBDE (Σ 8)	Phtalates (Σ 8)
Résine XAD	Rendements moyen (%)	Avant purification	92,13	58,77	65,73	91,54
		Après purification	78,65	47,65	52,38	86,35
	Blanc (%)	manipulation	0,28	0,78	0,60	1,58
		verrerie	0,21	0,38	1,86	5,27
Sandwich (PUF/XAD/PUF)	Rendements moyen (%)	Avant purification	90,91	57,08	69,30	85,09
		Après purification	75,28	47,63	53,28	72,59
	Blanc (%)	manipulation	1,42	1,36	1,29	6,80
		verrerie	0,65	0,72	1,11	4,59
PUF	Rendements moyen (%)	Avant purification	80,52	69,9	69,27	138,63
		Après purification	63,8	58,72	61,94	108,44
	Blanc (%)	manipulation	3,80	0,84	0,83	5,73
		verrerie	2,35	1,10	1,33	5,09

Tableau 23: Rendements moyen d'extraction de la phase gazeuse et valeurs des blancs

En parallèle, les limites de quantification pour la phase gazeuse ont également été déterminées en considérant la quantité dopée (en pg) avec un ratio signal/bruit de 10. Les phtalates et les HAP présentent les LQ les plus élevées, d'environ 800 pg/m³ pour les phtalates et d'environ

230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les HAP. Les PBDE et les PCB montrent des LQ inférieures à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les LQ pour la phase gazeuse sont présentées en Annexe D.

3.2 Retombées atmosphériques

La méthode d'extraction et de purification des retombées atmosphériques a été validée en dopant 3x 3 L d'eau de pluie dans des flacons en verre ambré de 4 L avec les étalons de dopage (**Annexe B**). Une extraction liquide-liquide est ensuite réalisée avec 3x 150 mL d'un mélange d'Hexane/DCM (75/25) et entre chaque extraction, les flacons sont agités pendant 15 sur un système mécanique latéral. Lorsque l'extraction est terminée, les extraits sont reconcentrés sur un système rotavap, puis transférés en vial ambré où sont ajoutés les étalons internes (**Annexe B**). En parallèle, 2 blancs « verrerie » sont réalisés sous les mêmes conditions. Ils sont ensuite analysés en GC-MS et GC-MS/MS avec les gammes d'étalonnage associées (**Annexe D**).

Les rendements d'extraction obtenus pour les triplicats des eaux usées avant et après purification (**Annexe C**), ainsi que les valeurs des blancs « verrerie » sont donnés dans le tableau 24 :

		PCB (Σ 18)	HAP (Σ 15)	PBDE (Σ 8)	Phtalates (Σ 8)
Rendement (%)	avant purification	68,11	41,32	61,32	48,59
	après purification	47,98	25,28	48,60	32,02
Blanc (%)	verrerie	3,86	0,27	4,04	2,43

Tableau 24: Rendements d'extraction des retombées atmosphériques et valeurs des blancs

3.3 Eaux usées de STEP

En absence de matrices certifiées pour les molécules étudiées, la méthode n'a pu être validée en raison du fait qu'il n'est pas possible de réaliser un dopage représentatif des conditions de répartition des contaminants entre la phase soluble et la phase particulaire, comportant une forte proportion de matière organiques.

3.4. Bilan de la validation des méthodes

D'après les tableaux, l'extraction de la matrice air permet d'obtenir des rendements moyens allant de 50% (HAP) à 140% (phtalates) avant purification, et de 40% (HAP) à 100% (phtalates) après purification pour les différentes familles de composés. L'extraction des eaux usées montre des rendements moyens allant de 50 à 90% avant purification, et de 40 à 70% après purification. L'extraction des matrices à forte proportion particulaire (RA, boues et filtres) est plus complexe, et entraîne des rendements d'extraction moyens plus faible.

Cependant, l'ajout d'étalons internes (IS) et de l'étalon seringue (ES) avant l'analyse pour ces matrices permet de s'en affranchir et de parvenir à une quantification satisfaisante sans biais important, dès lors que l'on se trouve au-dessus de la limite de quantification.

Les purifications Florisil et PBDE/PCB n'entraînent pas une diminution importante (environ 10 à 20%) du rendement moyen d'extraction, tandis que la purification HAP entraîne une diminution bien plus importante (jusqu'à 30% pour certaines matrices). Cependant, au vu de certaines matrices possédant une grande quantité d'interférents (eaux usées, boues, RA, PUF, filtre), il est nécessaire de conserver cette purification pour préserver les appareils d'analyse GC-MS. Cette perte est compensée par l'ajout de l'étalon seringue qui permet de pouvoir quantifier correctement les étalons internes ajoutés lors de l'extraction et de ne pas sous-estimer les valeurs de concentrations dans les échantillons réels.

Les différentes méthodes de purification montrent pour chacune des matrices des valeurs de blancs très satisfaisantes (<5%) permettant la validation analytique de ce protocole. Cependant, il est nécessaire de bien faire attention aux différentes sources de contamination au niveau du laboratoire et particulièrement pour les phtalates (matériel en verre, gants,...).

Une étude sur les incertitudes intra-laboratoire a été réalisée pour évaluer l'impact du prétraitement (extraction, purification et analyse) sur la reproductibilité et la répétabilité des analyses des différentes familles de composés (**Laborie, 2015**). Ce rapport montre tout d'abord que les phtalates présentent les valeurs d'incertitude les plus élevées, de l'ordre de 5 ng/m³ pour la matrice air (à cause du bruit de fond). De plus, l'étape de prétraitement représente l'incertitude majeure du protocole analytique, par rapport aux incertitudes liées à la variation journalière et celles liées à la variation analytique entre des répétitions. Il faudra donc veiller à être le plus régulier possible lors des étapes de traitement des échantillons pour les différentes matrices.

L'ensemble de ces résultats permet de valider ce protocole analytique d'extraction et de purification pour notre méthode d'analyse multi-contaminants.

4. Spécificités des préleveurs d'air passifs

Même si aujourd'hui les capteurs d'air passifs sont largement utilisés dans la surveillance de la qualité de l'air, la fiabilité de cette technique dans différentes conditions environnementales est toujours un sujet de controverse. Comme pour les préleveurs d'air actifs, de nombreuses variables doivent être prises en compte pour les capteurs passifs. La stratégie

d'échantillonnage doit permettre d'obtenir un nombre de données suffisantes pour vérifier la représentativité spatiale de la zone d'étude. Les capteurs d'air passifs peuvent être divisés en deux catégories, en terme de conception et de principe d'accumulation des composés : par perméabilité ou par diffusion. Dans notre étude, on s'intéresse aux capteurs passifs diffusifs (de type PUF).

4.1 Théorie des préleveurs passifs

La technique d'échantillonnage des capteurs passifs est basée sur la diffusion des molécules gazeuses sur un support de prélèvement (mousse de polyuréthane), en fonction des différences de potentiels de fugacité d'un composé entre deux milieux (Shoeib & Harner, 2002; Pozo et al., 2004).

Bartkow et al. (2005) présentent la théorie de l'échantillonnage passif pour les composés semi-volatils, comparant l'approche par les coefficients de transfert de masse (K_A) et les constantes de vitesse. Le coefficient K_A dépend faiblement de la température mais est fortement lié à la vitesse du vent. Ainsi, plus la vitesse du vent est élevée, plus la valeur de K_A est importante. L'intégration des mousses de polyuréthane au sein d'une chambre de protection (cloche en inox) permet de préserver le support de prélèvement du vent dans un environnement où sa vitesse est faible.

Le transfert de masse se produit en trois étapes : de l'air ambiant jusqu'à l'intérieur de la chambre du préleveur, de la chambre jusqu'à l'interface air-absorbant, de l'interface jusqu'à la phase absorbante.

A l'interface et au sein de la mousse de polyuréthane, la diffusion moléculaire est le mécanisme de transport exclusif. La diffusion moléculaire est décrite par la première loi de Fick (F), qui est fonction du coefficient de diffusion D, de la surface A et d'un gradient de concentration C (perpendiculaire à la surface).

$$F = -DA \frac{dC}{dx} \quad [\text{M.T}^{-1}] \quad (\text{Equation n}^\circ 2)$$

La quantité maximale de composés qui peuvent être prélevée par le PUF est définie par sa capacité de rétention (coefficient de partage $K_{\text{PUF-A}}$). Des travaux antérieurs ont montré que ce coefficient est corrélé au coefficient K_{OA} (connu pour beaucoup de POP). L'absorption est initialement linéaire avec le temps, suivie par une partie curviligne, et enfin une phase

constante lorsque l'équilibre est établi entre l'air ambiant et l'échantillonneur passif (Figure 26).

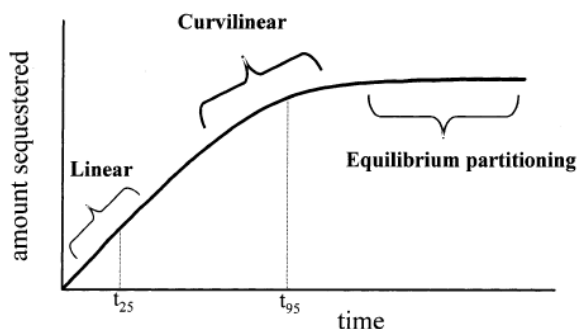


Figure 26: Illustration du profil des capteurs passifs montrant les trois phases d'absorption (Shoeb & Harner, 2002)

4.2. Calculs des volumes d'air

Il est possible d'une part de calculer le volume d'air équivalent (V_{air}) à partir de l'équation n°3 (Pozo et al., 2004) :

$$C_{\text{PUF}} = K_{\text{PUF-A}} C_A (1 - \exp - [(A_{\text{PUF}})/(V_{\text{PUF}}) * (k_A / K_{\text{PUF-A}})] t) \quad (\text{Equation n°3})$$

où $K_{\text{PUF-A}} = C_{\text{PUF}}/C_A$, où C_{PUF} est la concentration des composés dans le PUF, et C_A est la concentration des composés dans l'air ambiant

V_{PUF} est le volume du PUF (cm^3)

A_{PUF} est l'aire du PUF (cm^2)

K_A est le coefficient de transfert de masse (cm/jour)

t est le temps d'exposition (jours)

Pour des composés ayant une valeur de K_{OA} supérieure à $10^{8.5}$, la capacité de prélèvement reste linéaire au cours des 100 premiers jours, à des débits de 3-4 m^3/jour . Pour des composés ayant une valeur de K_{OA} inférieure, le PUF est saturé en moins de 100 jours. Le temps nécessaire pour atteindre une saturation chimique (volume maximal d'air équivalent) est inversement proportionnel à K_{OA} .

Il est également possible de mesurer des volumes d'air équivalents directement par ajout de composés de référence au sein de l'échantillonneur (PUF) avant le déploiement sur le site. Les composés de référence peuvent être des isotopes chimiques marqués ou non, qui sont présents en concentrations négligeable dans l'air. Comme l'absorption est contrôlée par le transfert de

masse, le taux d'absorption sur le PUF sera le même que le taux de perte. Le volume d'air équivalent peut alors être calculé à partir de l'équation n°4:

$$V_{\text{PUF}} (\text{m}^3/\text{jour}) = 10^6 A_{\text{PUF}} \cdot K_A \quad (\text{Equation n}^\circ 4)$$

où K_A peut être calculée à partir du rendement des composés de référence initialement dopé dans le PUF, suivant l'équation n°5:

$$k_A = \ln (C/C_0) \delta_{\text{FILM}} K_{\text{PUF-A}} / t \quad (\text{Equation n}^\circ 5)$$

C correspond à la concentration des composés de référence après le temps de prélèvement

C_0 correspond à la concentration des composés de référence lors du dopage du PUF

δ_{film} correspond à l'épaisseur effective du film

Pour le prélèvement de nos échantillons, nous nous sommes servis de composés de référence pour le dopage des PUF. Pour le calcul des volumes d'air équivalent, nous sommes partis des tableaux Excel développés par T. Harner et son équipe (exemple fournis en **Annexe E**). Ces volumes d'air équivalent tiennent compte du nombre de jours de déploiement, de la température moyenne, et des coefficients K_{OA} des différents composés.

5. Phénomène de dégradation au sein des préleveurs actifs et passifs

Les concentrations en COSV peuvent être affectées par la dégradation dans l'atmosphère, mais celle-ci peut aussi continuer au sein du système de prélèvement (actif ou passif).

La dégradation des COSV dans l'air ambiant se produit comme un processus naturel, causée par la réaction des composés d'intérêts avec les molécules réactives présentes dans l'air (O_2 , NO_x , radicaux OH, ...). La dégradation a été étudiée comme ayant un effet significatif sur la concentration des COSV dans l'air ambiant, notamment pour les HAP avec les radicaux OH, l'ozone et les nitrates (**Bunce & Dryfhout, 1992; Keyte et al., 2013**); pour les PCB avec les radicaux OH (**Mandalakis et al., 2003; Li & Jin, 2013; Al Rashidi et al., 2014; Bai et al., 2013**), et pour les PBDE avec la photolyse (**Schenker et al., 2008; Stapleton & Dodder, 2008; Wang et al., 2012**), l'ozone et d'autres molécules.

5.1 Dégradation dans les préleveurs actifs

Cette dégradation est possible si les molécules réactives de l'air sont aussi piégées avec les COSV dans le système de prélèvement (résine XAD, filtre QMA ou GFA), sandwich

PUF/XAD/PUF). La dégradation est alors un artefact non désiré qui peut entraîner une sous-estimation des concentrations en COSV mesurées dans l'air.

Pour les PBDE, la dégradation issue des radiations UV a une influence minimale due à la protection fournie par système de préleveurs actifs.

Des pertes au niveau des concentrations en HAP sur la phase gazeuse allant jusqu'à 50% sont observées pour les HAP, par la dégradation avec les radicaux OH et l'ozone (**Tsapakis & Stephanou, 2003; Finlayson-Pitts & Pitts Jr., 2000**). D'après les études, la dégradation sur la phase gazeuse est principalement due à la réaction des composés avec les radicaux OH (**Bunce & Dryfhout, 1992; Finlayson-Pitts & Pitts Jr., 2000; Atkinson, 1991**), tandis que la dégradation sur la phase particulaire est majoritairement due à l'ozone.

Ces taux de dégradation varient en fonction du type de dégradation et de la variabilité spatio-temporelle du milieu de la zone d'étude. Ainsi d'après la littérature, le taux d'ozone varie d'un facteur 2 à 3 suivant la densité de population, tandis que le taux de radicaux OH varie d'un facteur 6 dans les régions tropicales. De plus, ces dégradations sont influencées par d'autres facteurs comme : la variabilité journalière et saisonnière (température), la durée de prélèvement, la nature de l'adsorbant utilisé pour la phase gazeuse et pour la phase particulaire, la quantité et la composition de particules prélevées et l'humidité. Cependant, d'après la littérature, la durée de prélèvement a un impact mineur sur le taux de dégradation (**Keyte et al., 2013; Schauer et al., 2003**).

5.2 Dégradation dans les capteurs passifs

Très peu d'études traitent du sujet de la dégradation des composés sur les capteurs passifs. Cependant, il pourrait être attendu le même comportement ici. Kennedy et al. (**2010**), ont mis en évidence une réaction de photo-dégradation sur les PUF quand ils ne sont pas protégés de la lumière (système en inox). Le temps de prélèvement plus long des capteurs passifs, ainsi que sa nature et sa densité pourraient influencer le taux de dégradation des composés d'étude.

Dans le cadre de notre étude, nous ne tiendrons pas compte de ces phénomènes de dégradation au sein des préleveurs actifs et passifs. Nos prélèvements sont réalisés sur une période de 15 jours pour avoir une quantité suffisante de composés (> LD), mais sans pour autant avoir trop de perte par dégradation.

6. Difficultés analytique rencontrées et perspectives de solutions

6.1 Difficultés rencontrés avec les échantillons réels

Certains problèmes techniques ont été rencontrés pour l'analyse d'échantillons réels. Tout d'abord, nous avons eu des problèmes de forte contamination en phtalates sur les différents blancs analytiques (PUF, résine, sandwich,...). Etant donné que les phtalates sont des contaminants omniprésents dans notre environnement (contenu dans les plastifiants et les additifs), il est aujourd'hui très difficile d'obtenir des blancs analytiques acceptables. Il faudrait pour cela exclure tous matériaux en plastique dans l'environnement d'un laboratoire, ce qui n'a pas été possible. Fankhauser-Noti et Grob (2006) ont montré dans leur étude qu'il existait de nombreuses sources de contamination des blancs analytiques par le DnBP et le DEHP dans l'air intérieur des laboratoires, via l'absorption par différentes surfaces comme la verrerie.

Un second problème rencontré est une « mauvaise » extraction de certains étalons internes dans quelques matrices complexes, ce qui a entraîné une difficulté pour la quantification des composés (principalement les phtalates) sur certains sites.

Enfin, le dernier problème rencontré concerne le site de tri et stockage de déchets dangereux de Mitry-Mory. En effet, ce site se situe la plupart du temps sous les lignes d'atterrissage de l'aéroport Charles de Gaulle (CDG), ce qui a engendré la présence d'hydrocarbures à forte teneur dans la plupart de nos matrices (préleveurs actifs et passif, et les retombées atmosphériques). Ces hydrocarbures (composés pétrogéniques) ont entraîné des effets de matrice important pour la quantification de tous les composés. Les résultats obtenus pour ce site ont alors été difficilement quantifiables et ils ont nécessité un traitement particulier. Il faudra à l'avenir ajouter une étape de purification pour l'élimination de ces hydrocarbures dans ces échantillons.

6.2 Perspective analytique de l'étude

Du fait de la difficulté d'extraire parfois les composés natifs et les étalons internes (EI) des matrices complexes de type particulaire (filtres, boues d'épuration), et de pouvoir ensuite les quantifier, il serait à l'avenir plus intéressant de développer une méthode d'extraction à l'aide de l'ASE (Accelerated Solvent Extraction) pour ces matrices (Laborie, 2015; Laborie et al., 2016).

Pour améliorer la qualité des blancs analytiques, une amélioration du protocole de lavage par l'ASE doit être effectuée, et particulièrement pour l'analyse des phtalates. Une autre solution serait de revenir à la technique du Soxhlet pour le lavage des supports de prélèvement (PUF, XAD). C'est certes une technique plus longue et qui utilise plus de solvants, mais qui permet l'obtention de meilleurs blancs (**Chevreuil et al., 1996 ; Granier & Chevreuil, 1991**).

De plus, notre protocole analytique entraîne un grand nombre d'étapes de fractionnement et de purification (4 étapes), ainsi que des étapes de reconcentration, qui diminuent nos pourcentages de rendement d'extraction des différents composés (cf chapitre 2, partie 3). On remarque que les rendements moyens des composés sont 10 à 20% plus faibles pour la matrice air après la purification, et de 10 à 30% inférieurs pour les retombées atmosphériques après la purification. De plus, comme il est indiqué par la thèse de Stéphanie Laborie, plus les étapes de prétraitement augmentent, plus les incertitudes associées augmentent. Ainsi il faudrait réduire au minimum, voir éliminer les étapes de purifications pour la matrice air (**Laborie, 2015; UNEP, 2007**) ou optimiser celles-ci pour les matrices plus complexes (RA et eaux usées).

Enfin, de par la volonté de diminuer les risques sanitaires pour le personnels de laboratoire, il faudrait réaliser les protocoles analytiques avec de l'heptane plutôt qu'avec de l'hexane, sachant que ces composés ont quasiment les mêmes propriétés. Il faudrait en revanche, revalider l'ensemble des protocoles d'extraction et de purification avec de l'heptane.

Chapitre 4 :

Caractérisation des émissions diffuses par les activités de traitements, de transports et industrielles

Afin de déterminer l'origine des contaminants étudiés, dans un premier temps la caractérisation du bruit de fond de la contamination de l'air ambiant a été étudiée en habitat urbain (Paris) et en habitat rural (Boissy). Dans un second temps, la qualité de l'air a été caractérisée dans le domaine du transport routier et ferroviaire. Enfin, la contamination des zones d'activités liées au traitement des déchets liquides et solides a été étudiée. Les concentrations de ces sites potentiellement contaminés sont comparées à celles des sites de référence.

1. Caractérisation du bruit de fond de la contamination

La connaissance du bruit de fond de la contamination, en zone urbaine et en zone rurale, constitue une base de référence pour les études d'émissions diffuses. Compte tenu de l'ensemble des sources locales de contaminants, c'est un niveau ambiant qui est mesuré, plutôt qu'un bruit de fond naturel.

1.1 Bruit de fond de la contamination à Paris (référence habitat urbain)

1.1.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination

Pour cette étude, 27 prélèvements d'air extérieur sur le site de Paris ont été réalisés. Le site de Paris 13ème est situé dans une zone de forte densité de population et proche d'un parc (parc de Choisy). Il est suffisamment éloigné du boulevard périphérique parisien et des grands axes de circulation, pour ne pas être directement influencé par celui-ci.

Les concentrations totales moyennes (gaz et particules) des composés pour les différentes familles sont décrites dans le tableau 25. Les résultats détaillés sont présentés en Annexe G.

ng/m ³	Printemps 2013	Eté 2013	Automne 2013	Hiver 2013-2014	Printemps 2014	Eté 2014	Automne 2014	Hiver 2014	Hiver 2014-2015
Σ 8 phtalates	28,6 (\pm 13,3)	52,3 (\pm 11,3)	45,1 (\pm 10,7)	26,8 (\pm 20,6)	28,2 (\pm 1,7)	40,9 (\pm 1,6)	25,1 (\pm 2,6)	26,2 (\pm 5,0)	10 (\pm 2,8)
Σ 15 HAP	6,8 (\pm 1,3)	5,4 (\pm 1,8)	5,5 (\pm 2,9)	5,2 (\pm 3,0)	5,4 (\pm 1,4)	4,3 (\pm 1,0)	5,7 (\pm 0,5)	8,6 (\pm 3,8)	5,7 (\pm 0,9)
Σ 8 PBDE	0,02 (\pm 0,01)	0,06 (\pm 0,03)	0,03 (\pm 0,02)	0,01 (\pm 0,00)	0,03 (\pm 0,00)	0,04 (\pm 0,00)	0,02 (\pm 0,00)	0,02 (\pm 0,01)	0,01 (\pm 0,00)
Σ 18 PCB	0,12 (\pm 0,03)	0,24 (\pm 0,06)	0,17 (\pm 0,08)	0,12 (\pm 0,06)	0,18 (\pm 0,03)	0,25 (\pm 0,06)	0,13 (\pm 0,09)	0,08 (\pm 0,05)	0,09 (\pm 0,02)
Σ 7 PCB _i	0,09 (\pm 0,02)	0,19 (\pm 0,04)	0,14 (\pm 0,07)	0,09 (\pm 0,05)	0,15 (\pm 0,03)	0,21 (\pm 0,05)	0,11 (\pm 0,07)	0,06 (\pm 0,04)	0,07 (\pm 0,01)
Σ PCB-DL	0,02 (\pm 0,01)	0,03 (\pm 0,01)	0,02 (\pm 0,01)	0,03 (\pm 0,02)	0,02 (\pm 0,00)	0,02 (\pm 0,00)	0,01 (\pm 0,01)	0,01 (\pm 0,00)	0,01 (\pm 0,00)
PeCB	0,01 (\pm 0,01)	0,01 (\pm 0,00)	0,01 (\pm 0,01)	0,02 (\pm 0,01)	0,03 (\pm 0,01)	0,03 (\pm 0,01)	0,02 (\pm 0,01)	0,01 (\pm 0,00)	0,02 (\pm 0,00)
HCB	0,04 (\pm 0,02)	0,04 (\pm 0,01)	0,05 (\pm 0,02)	0,07 (\pm 0,03)	0,08 (\pm 0,01)	0,09 (\pm 0,01)	0,08 (\pm 0,05)	0,02 (\pm 0,00)	0,06 (\pm 0,00)

Tableau 25: Concentrations totales moyennes des différentes familles pour le site de Paris

Les résultats obtenus pour la matrice air montrent des concentrations allant de 10 à 52 ng/m³ pour les phtalates, de 4,3 à 8,6 ng/m³ pour les HAP, de 0,06 à 0,21 ng/m³ pour les PCB indicateurs et de 0,01 à 0,06 ng/m³ pour les PBDE. Les phtalates et les HAP sont les composés majoritaires, et représentent à eux plus de 98% de la contamination de l'air.

1.1.2 Caractérisation de la répartition des phases par échantillonnage actif

Les propriétés physico-chimiques des composés sont déterminantes pour comprendre leurs comportements dans l'air ambiant. Cette répartition est déterminée par leurs pressions de vapeur saturante, c'est-à-dire leur tendance à se volatiliser. La répartition des composés entre la phase gazeuse et la phase particulaire est présentée ici pour les différentes familles pour le site de Paris.

- Les phtalates

Les concentrations des phtalates de la phase gazeuse et de la phase particulaire sont présentées en tableau 26.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris
DMP	0,71	95%	0,04	0,75	0,39	85%	0,07	0,46
DEP	7,73	97%	0,21	7,94	2,12	75%	0,70	2,82
DiBP	12,05	95%	0,65	12,70	5,41	82%	1,15	6,56
DnBP	4,42	94%	0,28	4,70	1,93	66%	0,98	2,91
BBP	0,18	67%	0,09	0,27	0,11	50%	0,11	0,22
DEHP	11,23	56%	8,93	20,16	12,75	44%	16,11	28,86
DnOP	0,06	75%	0,02	0,08	0,08	19%	0,34	0,42
DiNP	0,39	28%	0,99	1,38	1,00	48%	1,09	2,09
Σ 8 Phtalates	36,20	78%	10,41	46,61	23,79	54%	20,55	44,34

Tableau 26: Concentrations moyennes en phtalates dans l'air de Paris 13ème

Les résultats montrent que les phtalates sont majoritairement répartis en phase gazeuse en été (78%), et sont également répartis entre la phase gazeuse et la phase particulaire en hiver (54%). En phase gazeuse, les concentrations en phtalates sont 1 à 2 fois plus élevées en période estivale qu'en période hivernale, principalement pour les composés les plus légers, la volatilisation étant facilitée par des températures plus élevées. En phase particulaire, au contraire, les plus fortes concentrations sont observées pour les phtalates les plus lourds (comme le DEHP) en période hivernale, l'adsorption étant favorisée par les basses températures. Ces résultats sont cohérents avec ceux de la littérature (Wang et al., 2006 ; Teil et al., 2006). La répartition des phtalates montre une prépondérance du DEHP sur le site de

Paris en été et en hiver. Thurén et Larsson (1990) ont rapporté des concentrations en phtalates allant de 0,3 à 77 ng/m³ en zone urbanisée. Cependant, nos résultats montrent des différences par rapport aux résultats présents dans la littérature pour l'air ambiant. En effet, des études montrent que les phtalates les plus volatils (DEP, DMP et DiBP) sont normalement les plus élevées en phase gazeuse, tandis que les composés les plus lourds (DEHP et BBP) sont les composés majoritaires en phase particulaire, où le DEHP est le congénère dominant. Ces résultats sont en accord avec ceux observés dans la littérature (Moreau-Guigon et al., 2013; Salapasidou et al., 2011). Cette répartition semblerait indiquée que l'habitat urbain et des activités spécifiques plus ou moins éloignées (tels que l'incinération de déchets, les bâtiments en rénovation ou en construction, les entreprises de peintures ou d'électronique) constituant des sources de contamination probables en DEHP.

- Les HAP

Les concentrations des HAP de la phase gazeuse et de la phase particulaire sont présentées en tableau 27.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris
ACY	0,07	100%	< LQ	0,07	0,59	100%	< LQ	0,59
ACE	0,54	98%	0,01	0,55	0,46	100%	< LQ	0,46
FLU	0,90	99%	0,01	0,91	0,98	100%	< LQ	0,98
PHE	2,33	89%	0,26	2,59	2,86	99%	0,03	2,89
ANT	0,03	100%	< LQ	0,03	0,08	100%	< LQ	0,08
FTH	0,40	93%	0,03	0,43	0,60	91%	0,06	0,66
PYR	0,22	92%	0,02	0,24	0,44	88%	0,06	0,50
BaA	0,00	0%	0,02	0,02	0,01	25%	0,03	0,04
CHR	0,03	75%	0,01	0,04	0,04	29%	0,10	0,14
BbF	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,04	0,04
BkF	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,01	0,01
BaP	< LQ	0%	0,01	0,01	< LQ	0%	0,03	0,03
I(cd)P	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
D(ah)A	< LQ	0%	0,01	0,01	< LQ	-	< LQ	< LQ
B(ghi)P	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,06	0,06
Σ 15 HAP	4,50	93%	0,35	4,85	6,06	93%	0,43	6,49

Tableau 27: Concentrations moyennes en HAP dans l'air de Paris 13ème

Les résultats montrent que les HAP sont majoritairement répartis en phase gazeuse en été et en hiver (> 90%). Les concentrations en phase gazeuse à Paris sont supérieures en période hivernale, ce qui correspond à une augmentation des émissions avec le fonctionnement du chauffage urbain (Bohlin et al., 2008).

Les concentrations des HAP en phase particulaire sont constantes pour les deux périodes. La répartition montre une prédominance du phénanthrène (PHE) en été et en hiver. Ces résultats sont cohérents avec ceux présentés dans le rapport de l'INERIS (2005), Moreau-Guigon et al., (2013) et par Teil et al. (2006, 2016). Les concentrations du Benzo(a)pyrène (BaP) sur le site de Paris sont toutes inférieures à la norme de 1 ng/m³ (Directive fille 2001/107/CE sur la qualité de l'air et concernant, entre autres, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et le Décret n°2008-1152 relatif à la qualité de l'air).

- Les PBDE

Les concentrations des PBDE de la phase gazeuse et de la phase particulaire sont présentées en tableau 28.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Paris
BDE 28	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 47	0,001	100%	< LQ	0,001	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 99	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 100	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 154	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 153	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 183	< LQ	0%	0,001	0,001	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 209	0,019	40%	0,028	0,047	0,006	46%	0,007	0,013
∑8 PBDE	0,020	41%	0,029	0,049	0,007	50%	0,007	0,014

Tableau 28: Concentrations moyennes en PBDE dans l'air de Paris 13ème

Les résultats montrent que le BDE 47, composé léger, est présent en phase gazeuse en été et en hiver. Ceci a également été observé par Shen et al. (2006). Le BDE 209 est réparti en phase particulaire en été, et est également réparti entre la phase gazeuse et la phase particulaire en hiver. Gouin et al. (2005, 2006) et Wilford et al. (2008) ont obtenus des résultats similaires. Le BDE 209 est le composé majoritaire dans la phase gazeuse et dans la phase particulaire. Ce résultat est cohérent car le BDE 209 est le seul PBDE dont l'emploi est encore autorisé dans l'Union Européenne (Directive 2003-11/CE et Directive 2002/95/CE). De plus, dans une étude sur un site urbain réalisée en Turquie (Cetin & Odabasi, 2005), il a été observé que le BDE 209 représentait 70% des concentrations totales. La faiblesse des concentrations du composé BDE 47 s'explique par celle de sa persistance dans l'environnement, et suite à son utilisation plus ancienne dans un mélange commercial de penta-BDE (Su et al., 2007). Les concentrations en phase gazeuse et en phase particulaire à Paris sont supérieures en période

estivale qu'en période hivernale (Tlili et al., 2011; Tlili et al., 2012). Les concentrations relativement faibles des PBDE (de l'ordre du pg/m^3), montre qu'il n'existe actuellement plus de sources ponctuelles importantes, mais une grande diversité de sources diffuses et de vecteurs indirects (homogénéité liées à un temps de demi-vie atmosphérique élevé). La répartition montre une prédominance du BDE 209 pour les deux phases et pour les deux périodes (Chen et al., 2006). Ce résultat semble logique, au vu du fait que seul le composé BDE 209 est encore commercialisé aujourd'hui dans l'Union Européenne (De Wit, 2002).

- Les organochlorés

Les résultats pour les chlorobenzènes et les 7PCBi (PCB 28/52/101/118/138/153/180) sont reportés au tableau 29.

	Concentration moyenne été (ng/m^3)				Concentration moyenne hiver (ng/m^3)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy
PeCB	0,02	100%	< LQ	0,02	0,02	100%	< LQ	0,02
HCB	0,06	100%	< LQ	0,06	0,05	100%	< LQ	0,05
PCB 28	0,02	67%	0,01	0,03	0,01	100%	< LQ	0,01
PCB 52	0,06	75%	0,02	0,08	0,02	67%	0,01	0,03
PCB 101	0,05	83%	0,01	0,06	0,02	67%	0,01	0,03
PCB 118	0,01	100%	< LQ	0,01	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 153	0,01	100%	< LQ	0,01	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 138	0,01	100%	< LQ	0,01	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 180	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
Σ 7 PCBi	0,16	76%	0,05	0,21	0,05	71%	0,02	0,07
Σ 18 PCB	0,20	77%	0,06	0,26	0,07	78%	0,02	0,09

Tableau 29: Concentrations moyennes en organochlorés dans l'air de Paris 13ème

Les résultats montrent que les PCB, le PeCB et l'HCB sont également majoritairement répartis en phase gazeuse en été et en hiver (> 75%). Les concentrations en phase gazeuse à Paris sont légèrement supérieures en période estivale, ce qui correspond à une augmentation de la volatilisation avec des températures plus élevées. Les concentrations des PCB en phase particulaire sont quasiment constantes pour les deux périodes. La répartition montre une prédominance des composés de faible poids moléculaire (PeCB, HCB, PCB 52, PCB 101 et PCB 110) et des 7 PCB indicateurs en été et en hiver. Ces résultats sont cohérents avec ceux présents dans la littérature (Harner et al., 2004; Motelay-Massei et al., 2005; Shen et al., 2006). De même que pour les PBDE, ces résultats tendent à montrer la présence de nombreuses sources diffuses et de vecteurs indirects d'émissions.

1.1.3 Etude de la variabilité saisonnière

L'étude de la variabilité saisonnière des différentes familles de composés est présentée en figure 27. Dans cette figure, les concentrations moyennes sont mises en relation avec la température du site pendant les périodes de prélèvements.

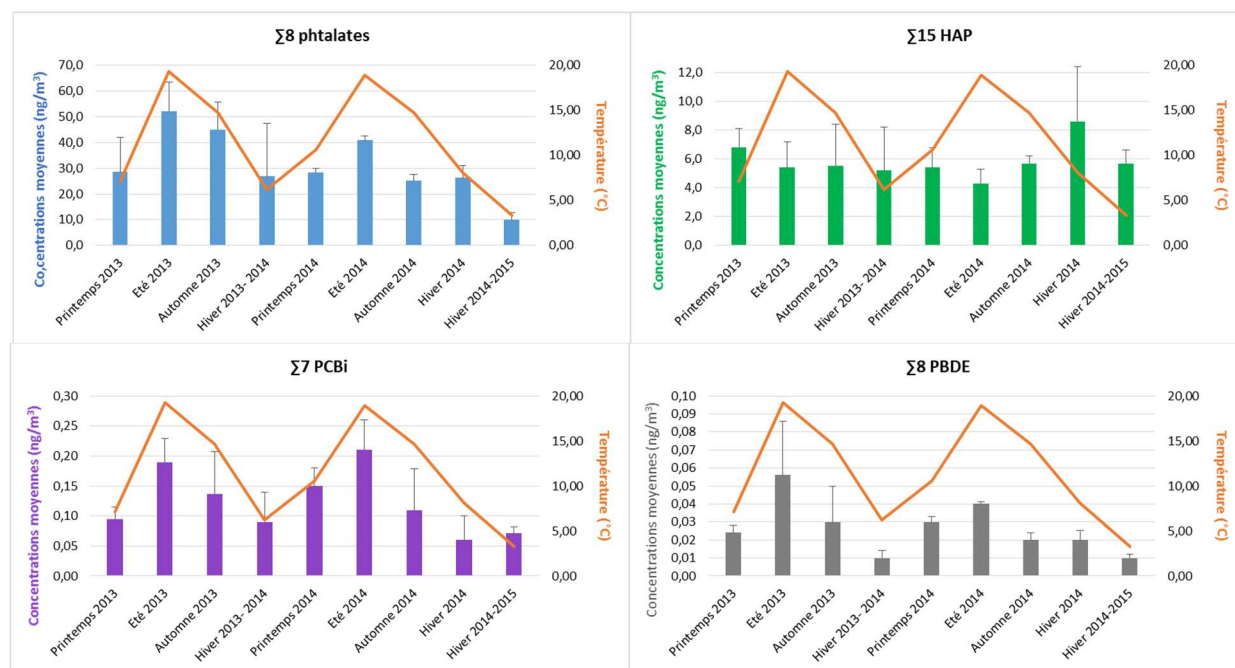


Figure 27: Variation saisonnière des familles de composés sur le site de Paris entre 2013 et 2015

Les résultats de la variabilité saisonnière montre une influence importante de la température sur les concentrations moyennes observées. Les concentrations en phtalates, PCB et PBDE sont supérieures en période estivale (respectivement pour les phtalates de 40- 50 ng/m³, pour les PCB de 0,19- 0,21 ng/m³, et pour les PBDE de 0,04- 0,055 ng/m³) à celles de la période hivernale (respectivement pour les phtalates de 10- 28 ng/m³, pour les PCB de 0,07- 0,09 ng/m³, et pour les PBDE de 0,01- 0,02 ng/m³). Cette variation saisonnière a également été observée dans la littérature pour les phtalates (Wang et al., 2006; Teil et al., 2006), les PCB (Shen et al., 2006; Motelay-Massei, 2003) et les PBDE (Chen et al., 2006; Tlili et al., 2011). La variabilité saisonnière des HAP est contraire à celle des autres COSV, mais montre une prédominance de la période hivernale (5,5- 8,5 ng/m³) sur la période estivale (4,0- 5,5 ng/m³), ceci ayant déjà été observé par Bohlin et al. (2008).

1.1.4 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif

Les concentrations moyennes en phase gazeuse des groupes chimiques pour les préleveurs actifs et passifs, par période d'observation sur le site de Paris sont indiquées au tableau 30.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)		Concentration moyenne hiver (ng/m ³)	
	Actifs	Passifs	Actifs	Passifs
∑ 8 phtalates	36,20	24,36	23,79	11,76
∑ 15 HAP	4,50	11,15	6,06	17,31
∑ 8 PBDE	0,020	0,032	0,007	0,011
∑ 18 PCB	0,20	0,10	0,07	0,07
∑ 7 PCBi	0,16	0,07	0,05	0,04
∑ PCB-DL	0,02	0,03	0,01	0,02
PeCB	0,02	0,03	0,02	0,01
HCB	0,06	0,15	0,05	0,14

Tableau 30: Comparaison des concentrations en COSV en phase gazeuse pour les préleveurs d'air actifs et passifs pour le site de Paris

Bien que les valeurs diffèrent en moyenne d'un facteur 2, elles sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus par échantillonnage dynamique. Ce décalage est principalement lié à l'estimation des volumes d'air équivalent calculés pour les capteurs passifs (**Annexe E**), en particulier pour les phtalates et les HAP, où on observe un changement de hiérarchisation en période hivernale. Malgré ce décalage, la hiérarchie des valeurs obtenues en phase gazeuse par les capteurs passifs est en conformité avec la majeure partie des conclusions ou des hypothèses précédemment émises.

1.2 Bruit de fond de la contamination à Boissy-le-Châtel (référence habitat rural)

1.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination

Pour cette étude, 15 prélèvements d'air extérieur sur le site de Boissy-le-Châtel ont été réalisés. Ce site est situé dans une zone à faible densité de population et fortement proportion agricole. Les concentrations totales moyennes (gaz et particules) des composés pour les différentes familles sont décrites dans le tableau 31. Les résultats détaillés sont présentés en **Annexe H**.

ng/m ³	Printemps 2013	Été 2013	Printemps 2014	Été 2014	Hiver 2014
∑ 8 phtalates	2,7 (± 0,3)	7,1 (± 0,8)	3,5 (± 0,2)	4,9 (± 0,5)	2,8 (± 0,7)
∑ 15 HAP	2,9 (± 0,1)	2,2 (± 2,2)	7,1 (± 0,6)	8,4 (± 2,8)	14,4 (± 3,5)
∑ 8 PBDE	0,01 (± 0,00)	0,02 (± 0,03)	0,01 (± 0,00)	0,02 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)
∑ 18 PCB	0,02 (± 0,01)	0,07 (± 0,04)	0,03 (± 0,01)	0,09 (± 0,01)	0,03 (± 0,00)
∑ 7 PCBi	0,02 (± 0,01)	0,06 (± 0,03)	0,02 (± 0,00)	0,07 (± 0,01)	0,02 (± 0,00)
∑ PCB-DL	< LQ	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)
PeCB	0,02 (± 0,02)	0,03 (± 0,04)	0,05 (± 0,01)	0,04 (± 0,01)	0,04 (± 0,01)
HCB	0,04 (± 0,01)	0,08 (± 0,08)	0,13 (± 0,00)	0,24 (± 0,05)	0,12 (± 0,01)

Tableau 31: Concentrations totales moyennes des différentes familles pour le site de Boissy

Les résultats obtenus pour la matrice air montrent des concentrations allant de 2,7 à 7,1 ng/m³ pour les phtalates, de 2,2 à 14,4 ng/m³ pour les HAP, de 0,02 à 0,07 ng/m³ pour les PCB indicateurs et de 0,01 à 0,02 ng/m³ pour les PBDE. Les phtalates et les HAP sont les composés majoritaires, et représentent à eux plus de 99% de la contamination de l'air. Les concentrations du site de Boissy-le-Châtel sont inférieures à celles du site de Paris, sauf pour les HAP qui présentent paradoxalement des concentrations légèrement supérieures. Ce site est considéré comme étant représentatif de l'habitat rural.

1.2.2 Caractérisation de la répartition des phases par échantillonnage actif

La répartition des composés entre la phase gazeuse et la phase particulaire est présentée ici pour les différentes familles pour le site de Boissy.

- Les phtalates

Les concentrations des phtalates de la phase gazeuse et de la phase particulaire sont présentées en tableau 32.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy
DMP	0,1	100%	< LQ	0,1	< LQ	-	< LQ	< LQ
DEP	0,3	100%	< LQ	0,3	< LQ	-	< LQ	< LQ
DiBP	0,8	80%	0,2	1,0	< LQ	0%	0,1	0,1
DnBP	1,1	92%	0,1	1,2	0,1	100%	< LQ	0,1
BBP	0,1	100%	< LQ	0,1	< LQ	-	< LQ	< LQ
DEHP	1,9	63%	1,1	3,0	1,1	61%	0,7	1,8
DnOP	< LQ	0%	0,1	0,1	< LQ	0%	0,1	0,1
DiNP	0,1	33%	0,2	0,3	0,1	17%	0,5	0,6
Σ 8 Phtalates	4,3	72%	1,7	6,0	1,4	50%	1,4	2,8

Tableau 32: Concentrations moyennes en phtalates dans l'air de Boissy

Les résultats montrent que les phtalates sont majoritairement présents en phase gazeuse en été (70%), et sont également répartis pour moitié entre la phase gazeuse et la phase particulaire en hiver (50%). De même que pour le site de Paris, les concentrations en phase gazeuse sont 2 à 4 fois plus élevées en période estivale qu'en période hivernale. Ces valeurs sont cohérentes avec celles observées par Wang et al. (2006) et Teil et al. (2006). En phase particulaire, les plus fortes concentrations sont aussi observées pour le DEHP, cependant elles n'augmentent pas en hiver comme sur le site de Paris, et le cycle saisonnier du DEHP est identique à celui des composés les plus légers. Ce phénomène avait déjà été remarqué par Tlili et al. (2011). La répartition des phtalates montre une prépondérance du DEHP sur ce site en été et en hiver.

- Les HAP

Les concentrations des HAP de la phase gazeuse et de la phase particulaire sont présentées en tableau 33.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy
ACY	0,1	100%	< LQ	0,1	1,8	100%	< LQ	1,8
ACE	1,2	100%	< LQ	1,2	1,1	100%	< LQ	1,1
FLU	1,1	100%	< LQ	1,1	2,4	100%	< LQ	2,4
PHE	1,4	93%	0,1	1,5	5,3	98%	0,1	5,4
ANT	0,4	100%	< LQ	0,4	0,4	100%	< LQ	0,4
FTH	0,4	80%	0,1	0,5	1,2	92%	0,1	1,3
PYR	0,2	67%	0,1	0,3	1,0	91%	0,1	1,1
BaA	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,1	0,1
CHR	< LQ	-	< LQ	< LQ	0,1	33%	0,2	0,3
BbF	< LQ	0%	0,1	0,1	< LQ	0%	0,2	0,2
BkF	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,1	0,1
BaP	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,1	0,1
I(cd)P	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
D(ah)A	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
B(ghi)P	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	0%	0,2	0,2
Σ 15 HAP	4,8	91%	0,5	5,3	13,3	92%	1,1	14,4

Tableau 33: Concentrations moyennes en HAP dans l'air de Boissy-le-Châtel

Les résultats montrent que les HAP sont majoritairement décelés en phase gazeuse en été et en hiver (> 90%). Les concentrations en phase gazeuse sont supérieures en période hivernale, les concentrations en phase particulaire demeurent constantes pour les deux périodes. La répartition montre une prédominance des composés légers, comme le phénanthrène (PHE), en été et en hiver. Ce résultat a déjà été observé dans la littérature (**Motelay-Massei et al., 2005**).

- Les PBDE

Les concentrations des PBDE de la phase gazeuse et de la phase particulaire pour la période hivernale et la période estivale sont présentées en tableau 34.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy
BDE 28	0,001	100%	< LQ	0,001	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 47	0,002	100%	< LQ	0,002	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 99	0,001	100%	< LQ	0,001	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 100	0,002	100%	< LQ	0,002	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 154	0,001	100%	< LQ	0,001	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 153	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 183	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
BDE 209	0,004	27%	0,011	0,015	0,003	50%	0,003	0,006
∑8 PBDE	0,010	48%	0,011	0,021	0,003	43%	0,004	0,007

Tableau 34: Concentrations moyennes en PBDE dans l'air de Boissy-le-Châtel

Les résultats montrent que les PBDE sont répartis de la même façon que sur le site de Paris : uniquement présents en phase gazeuse pour les composés légers en été, et répartis entre la phase particulaire et la phase gazeuse pour le BDE 209, qui est le composé majoritaire. Les concentrations sur le site de Boissy-le-Châtel (référence de l'habitat rural) sont inférieures à celles relevées sur le site de Paris (référence de l'habitat urbain), ce qui a pu être montrées par Butt et al. (2004) et He et al. (2014). Les concentrations en phase gazeuse et en phase particulaire à Boissy en période estivale sont supérieures à celle de la période hivernale. Tlili et al. (2011), Harner et al. (2004, 2006) et Harrad & Hunter (2006) ont observé des résultats similaires.

- Les organochlorés

Les résultats pour les chlorobenzènes et les 7PCBi (PCB 28/52/101/118/138/153/180) sont reportés au tableau 35.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)				Concentration moyenne hiver (ng/m ³)			
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total Boissy
PeCB	0,04	100%	< LQ	0,04	0,04	100%	< LQ	0,04
HCB	0,16	100%	< LQ	0,16	0,12	100%	< LQ	0,12
PCB 28	0,01	100%	< LQ	0,01	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 52	0,02	100%	< LQ	0,02	0,01	100%	< LQ	0,01
PCB 101	0,02	100%	< LQ	0,02	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 118	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 153	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 138	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
PCB 180	< LQ	-	< LQ	< LQ	< LQ	-	< LQ	< LQ
∑ 7 PCB_i	0,06	86%	0,01	0,07	0,02	100%	< LQ	0,02
∑ 18 PCB	0,08	89%	0,01	0,09	0,02	67	0,01	0,03

Tableau 35: Concentrations moyennes en organochlorés (PCB, PeCB et HCB) dans l'air de Boissy-le-Châtel

Comme pour le site de Paris, les résultats montrent que les PCB, le PeCB et l'HCB sont majoritairement analysés en phase gazeuse en été et en hiver (> 75%), ce qui a été déjà observé dans la littérature (Moreau-Guigon et al., 2013; Harner et al., 2004). Les concentrations en phase gazeuse à Boissy sont légèrement supérieures en période estivale, contrairement à celles de la phase particulaire qui le sont en période hivernale. Les concentrations observées sont cohérentes avec celle d'un bruit de fond de contamination en habitat rural (Pozo et al., 2012; Motelay-Massei et al., 2005). De même que pour Paris, la répartition montre une prédominance des composés de faible poids moléculaire en été, comme en hiver.

1.2.3 Etude de la variabilité saisonnière

L'étude de la variabilité saisonnière des différentes familles de composés est présentée pour le site de Boissy-le-Châtel en figure 28. Dans cette figure, les concentrations moyennes sont mises en relation avec la température du site pendant les périodes de prélèvements.

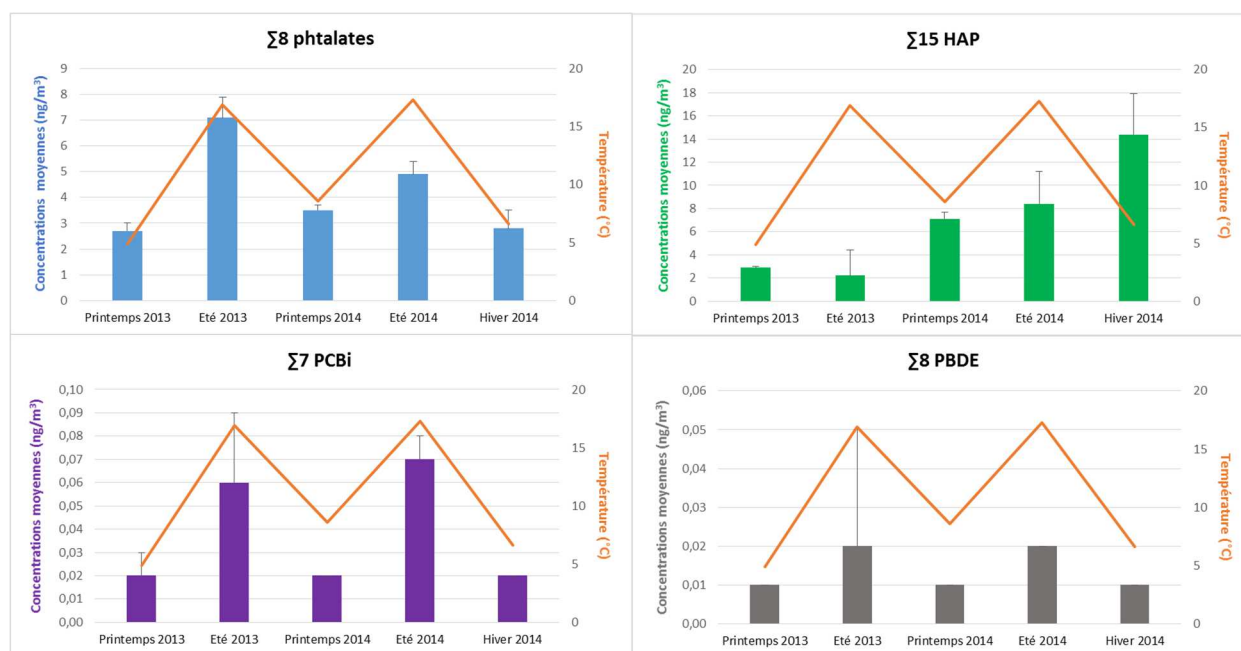


Figure 28: Variation saisonnière des familles de composés sur le site de Boissy-le-Châtel entre 2013 et 2015

En comparaison du site de Paris, les résultats de la variabilité saisonnière montre une influence plus importante de la température sur les concentrations moyennes observées. En période estivale, les concentrations en phtalates, PCB et PBDE sont supérieures en période estivale (respectivement pour les phtalates de $6,0 \text{ ng/m}^3$, pour les PCB de $0,07 \text{ ng/m}^3$, et pour les PBDE de $0,02 \text{ ng/m}^3$) à celles de la période hivernale (respectivement pour les phtalates de $2,8 \text{ ng/m}^3$, pour les PCB de $0,02 \text{ ng/m}^3$ et pour les PBDE de $0,01 \text{ ng/m}^3$). Cette variation saisonnière a également été observée dans la littérature pour les phtalates (Teil et al., 2006; Rudel et al., 2003), pour les PCB (Shen et al., 2006; Motelay-Massei, 2003) et pour les PBDE (Chen et al., 2006; Tlili et al., 2011). Au contraire, les HAP montrent en période hivernale des concentrations supérieures ($14,2 \text{ ng/m}^3$) à celles de la période estivale ($2,0$ - $8,1 \text{ ng/m}^3$).

1.2.4 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif

Les concentrations moyennes en phase gazeuse des groupes chimiques pour les préleveurs actifs et passifs, par période d'observation sur le site de Boissy-le-Châtel sont indiquées au tableau 36.

	Concentration moyenne été (ng/m ³)		Concentration moyenne hiver (ng/m ³)	
	Actifs	Passifs	Actifs	Passifs
∑ 8 phtalates	4,3	9,5	1,4	6,2
∑ 15 HAP	4,8	7,8	13,3	19,7
∑ 8 PBDE	0,010	0,026	0,003	0,007
∑ 18 PCB	0,08	0,09	0,02	0,04
∑ 7 PCB _i	0,06	0,06	0,02	0,03
∑ PCB-DL	0,02	0,03	0,00	0,01
PeCB	0,04	0,01	0,04	0,01
HCB	0,16	0,14	0,12	0,10

Tableau 36: Comparaison des concentrations en COSV en phase gazeuse pour les préleveurs d'air actifs et passifs pour le site de Boissy-le-Châtel

Bien que les valeurs diffèrent en général d'un facteur 2 voire parfois d'un facteur 4, elles respectent les ordres de grandeur obtenus par échantillonnage dynamique. Ce décalage est principalement lié à l'estimation des volumes d'air équivalent calculés pour les capteurs passifs (**Annexe E**), en particulier pour les phtalates et les HAP. Malgré ce décalage, la hiérarchie des valeurs obtenues en phase gazeuse par mise en œuvre de capteurs passifs est en conformité avec la majeure partie des conclusions ou des hypothèses précédemment émises.

Les sites de référence (Paris et Boissy) montrent des résultats très semblables sur la répartition et la hiérarchisation des contaminants entre les prélèvements d'air dynamique et passif, à l'exception des HAP. Les concentrations sur le site de Paris sont supérieures (respectivement pour les phtalates de 18 ng/m³, pour les PBDE de 0,022 ng/m³ et pour les PCB de 0,09 ng/m³) à celles du site de Boissy (respectivement pour les phtalates de 8 ng/m³, pour les PBDE de 0,018 ng/m³ et pour les PCB de 0,06 ng/m³). Des concentrations similaires à partir de mesures faites par des capteurs d'air passifs ont déjà été observées dans la littérature (**He et al., 2014; Harner et al., 2006; Harner et al., 2004; Butt et al., 2004**). Ceci confirme que les capteurs passifs sont un outil complémentaire aux préleveurs actifs pour l'étude de la variabilité spatiale et temporelle des COSV sur de grandes zones.

2. Caractérisation du transport urbain

2.1 Axe de trafic routier (BP Est)

2.1.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination

Les émissions atmosphériques liées au trafic sont généralement prises en considération seulement en rapport avec les processus de combustion, et pour les COSV avec le seul modèle des HAP. Dans le cadre de ce travail, l'extension de la caractérisation des émissions à d'autres COSV permet également d'intégrer des émissions atmosphériques potentielles par volatilisation passive, cette possibilité ayant déjà été confirmée par Granier et Chevreuil

(1991) . Pour cette étude, 6 prélèvements d'air extérieur sur le site de BP Est ont été réalisés, au niveau de la Porte Dorée sur le boulevard périphérique Est parisien, qui est un axe intense de trafic routier. Le but était d'évaluer l'influence éventuelle du trafic routier sur le niveau du bruit de fond en centre urbain dense. Pour cela, les concentrations totales moyennes de BP Est (gaz et particules) des composés décrites dans le tableau 37 sont comparées avec les concentrations de la référence urbaine (Paris) pour les mêmes périodes de prélèvements. La réalisation de l'expérimentation dans des conditions thermiques contrastées n'étant pas indispensable au regard d'émissions par le trafic, les prélèvements ont été réalisés à l'automne 2014 et en hiver 2015. Toutefois, les températures enregistrées lors de la période automnale étant particulièrement élevées par rapport à celles de la période hivernale (14,6°C en automne contre 8,1°C en hiver), les deux périodes sont alors considérées. Les résultats détaillés sont présentés en **Annexe Q**.

ng/m ³	Automne 2014		Hiver 2015		p-value (BP Est/ Paris)
	BP Est	Paris	BP Est	Paris	
Σ8 Phtalates	52,3 (± 8,3)	25,1 (± 2,6)	21,3 (± 3,5)	10,0 (± 2,8)	0,09
Σ15 HAP	10,1 (± 2,0)	5,7 (± 0,5)	13,4 (± 5,3)	5,7 (± 0,9)	< 0,01
Σ8 PBDE	0,02 (± 0,00)	0,02 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)	0,75
Σ18 PCB	0,12 (± 0,02)	0,13 (± 0,09)	0,06 (± 0,02)	0,09 (± 0,02)	0,69
Σ7 PCBi	0,10 (± 0,02)	0,11 (± 0,07)	0,05 (± 0,02)	0,07 (± 0,01)	0,57
Σ PCB-DL	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,01)	0,01 (± 0,00)	0,01 (± 0,00)	0,81
PeCB	0,03 (± 0,01)	0,02 (± 0,01)	0,03 (± 0,01)	0,02 (± 0,00)	< 0,05
HCB	0,10 (± 0,01)	0,08 (± 0,05)	0,06 (± 0,01)	0,06 (± 0,00)	0,57

Tableau 37: Concentrations totales moyennes des différentes familles pour les sites de BP Est et de Paris (référence urbaine) et p-value (BP Est/ Paris) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon .

Les résultats montrent une ubiquité de toutes les familles de composés étudiées, montrant des concentrations supérieures pour le site de BP Est par rapport au site de référence pour les phtalates et les HAP. Les concentrations pour les PCB et les PBDE sont quant à elles du même ordre de grandeur. Ceci ayant déjà été observé dans la littérature pour les phtalates (Salapasidou et al., 2011; Teil et al., 2006; Wang et al., 2006), les HAP (Lee et al., 1995), les PCB (Moreau-Guigon et al., 2013; Granier & Chevreuil, 1991) et les PBDE (Besis et al., 2015; Moreau-Guigon et al., 2013). Contre toutes attentes, la contamination en phtalates devance celle des HAP en période « froide » comme en période « chaude ». Pour le site BP Est, les concentrations des phtalates varient de 21,3 à 52,3 ng/m³, celles des HAP vont de 10,1 à 13,4 ng/m³, celles des organochlorés varient de 0,01 à 0,13 ng/m³ et celles des PBDE vont de 0,01 à 0,02 ng/m³. Les phtalates et les HAP sont les composés majoritaires comme pour les

sites de référence, et représentent à eux plus de 98% de la contamination de l'air (**Moreau-Guigon et al., 2013**). Mais, leurs concentrations respectives sont par contre au moins deux fois plus élevées sur la station BP Est.

La représentation « radars » des vents, réalisée pour les deux périodes automne et hiver 2015 montrent respectivement des vents dominants de secteur S/SO en automne et de N/NO en hiver (Figure 29). Durant ces deux périodes, leurs vitesses moyennes ont respectivement été de 4,6 m/s en automne (vitesse maximale : 8,5 m/s) et de 6,1 m/s en hiver (vitesse maximale : 10,7 m/s). Bien que les conditions de dispersion des émissions de COSV étaient plus importantes durant la période hivernale, la station BP Est se trouvait davantage sous l'influence du trafic durant cette période.

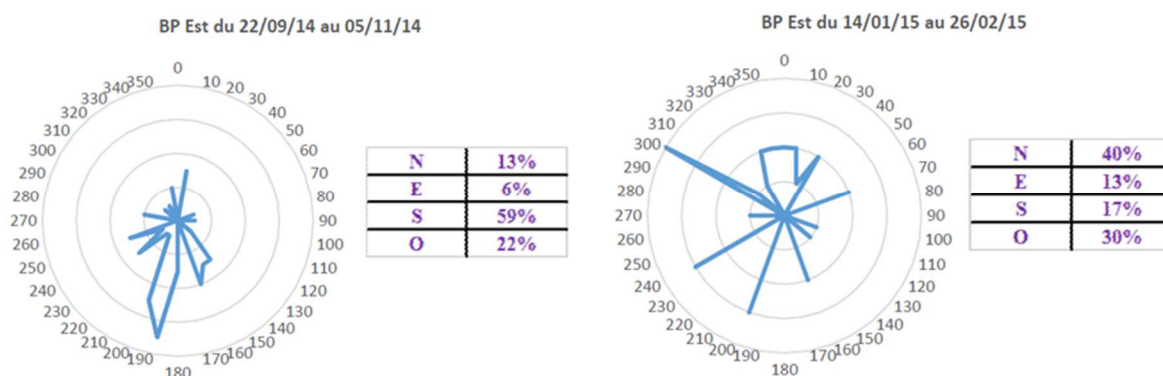


Figure 29: Direction des vents sur le secteur de Paris (parc Montsouris) sur la période du 22 septembre au 5 novembre 2014 et du 14 janvier au 26 février 2015

2.1.2 Caractérisation de la répartition des phases et des profils moléculaires par échantillonnage actif

- Les phtalates

Les résultats montrent des concentrations en phtalates relevées au droit du site BP Est supérieures à celles du site de référence de Paris 13^{ème} (tableau 38). Cet écart de valeur entre les deux sites est par ailleurs accompagné d'une modification significative de la composition du spectre en phtalates (Figure 30), ainsi que de leur répartition entre la phase gazeuse et la phase particulaire.

	Concentration moyenne Automne 2014 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2015 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13 ^{ème}	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13 ^{ème}
DMP	0,47	96,7	0,02	0,49	0,41	0,20	95,5	0,01	0,21	0,25
DEP	1,82	87,5	0,26	2,08	3,94	1,35	88,8	0,17	1,52	0,92
DiBP	3,48	27,1	9,35	12,83	7,38	2,13	42,6	2,87	5,00	2,34
DnBP	1,32	8,1	14,98	16,30	3,16	1,09	31,3	2,41	3,50	0,72
BBP	0,12	90,2	0,01	0,13	0,17	0,11	98,6	0,01	0,12	0,11
DEHP	6,68	33,6	13,21	19,89	9,63	4,58	44,5	5,73	10,31	5,05
DnOP	0,07	37,3	0,11	0,18	0,11	0,07	40,7	0,11	0,18	0,29
DiNP	0,11	26,4	0,31	0,42	0,34	0,21	46,7	0,24	0,45	0,29
Σ 8	14,08		38,24	52,31	25,14	9,75		11,53	21,28	9,97

Tableau 38: Concentrations moyennes en phtalates dans l'air de BP Est et de Paris 13^{ème}Figure 30: Profils moléculaires des phtalates pour BP Est et Paris 13^{ème}

Les résultats montrent qu'il existe des répartitions phase gazeuse/phase particulaire qui diffèrent davantage entre les sites qu'entre les périodes. Ainsi, pour la somme des 8 congénères, les phtalates sont majoritairement présents en phase particulaire en automne (73 %) et en hiver (54 %), tandis qu'ils sont majoritairement en phase gazeuse sur le site de Paris (avec successivement 75 et 64 %). En bruit de fond urbain, le DEHP est généralement le composé majoritaire, avec en second le DiBP (Moreau-Guigon et al., 2013; Salapasidou et al., 2011). Cette hiérarchie est observée pour les deux périodes d'étude sur le site de la référence urbaine. La station BP Est se différencie par une concentration et une proportion plus élevée en DnBP. Cette dernière habituellement de l'ordre de 10% en milieu urbain, augmente de 17 à 31% lors de la période automnale (température plus élevée), sa concentration dépassant alors celle en DiBP. L'augmentation conjointe de la concentration totale en phtalates (en moyenne d'un facteur 2), de celle du DnBP (d'un facteur 5), ainsi

qu'un changement de composé majoritaire indique l'existence d'émissions de plastifiants en relation avec le trafic (Figure 31).

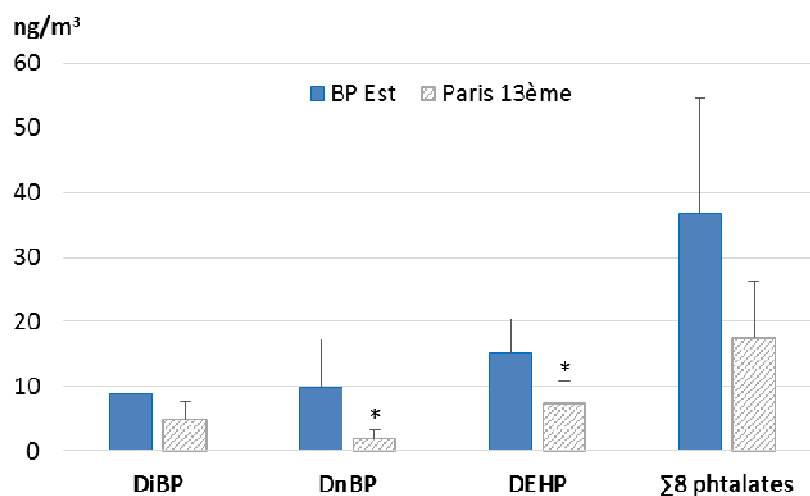


Figure 31: Concentrations moyennes totales en phtalates sur les sites de BP Est et Paris 13^{ème}. Significativité des concentrations de BP Est par comparaison à Paris 13^{ème} (* p< 0,05 et ** p< 0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Deux emplois de phtalates et notamment du DnBP peuvent expliquer l'origine d'émission à partir des véhicules, d'une part la substitution du DnBP au DBP dans les procédés de vulcanisation (**Morat, 2005**) et d'autre part, son usage comme additif dans les carburants afin de retarder l'évaporation de l'essence. Les pneumatiques et les carburants, ainsi que de nombreux composants des véhicules (câblage, revêtements intérieurs, colle, joints, etc) constituent des contributeurs possibles à l'émission gazeuse ou particulaire de plastifiants. En fait, la principale cause d'émission de DnBP serait sa présence dans le carburant (**OFSP., 2012**) et notamment de diesel (**Tomiyasu et al., 2003**).

De plus, la contamination de l'air en phtalates en relation avec le trafic s'observe également par une augmentation de leur proportion en phase particulaire, Elle est paradoxalement plus importante en période « chaude », soit 73 % contre 55 % pour la période « froide ». Cependant, ce changement de proportion correspond à un accroissement de la concentration en aérosols particulaires totaux dans un rapport de 1 à 3 entre le centre urbain et l'axe de circulation. Cette proportion plus importante de phtalates à l'état particulaire, n'implique pas toutefois que leur émission ait eu lieu à l'origine sous cette forme, l'équilibre de composés COSV entre les deux phases pouvant être atteint très rapidement (**Bidleman & Foreman, 1987**). Ainsi, la concentration totale élevée en DnBP (15 ng/m³) mesurée en période «chaude » peut trouver son origine à la fois dans l'évaporation de carburant et dans l'usure des pneumatiques sur le revêtement de la chaussée, bien que ce composé soit déterminé pour plus de 90 % à l'état particulaire.

- Les HAP

Les HAP représentent le second groupe de contaminants par ordre d'importance. Sur le site de Paris (BP Est), leurs émissions dans l'air résultent principalement de la combustion de carburants auxquelles peuvent s'ajouter d'autres apports par les fuites de lubrifiants. Les concentrations exprimées en Σ 15 HAP sont comprises dans une plage de 10,3 à 13,8 ng/m³ en période automnale contre 8,7 à 19 ng/m³ en période hivernale (Tableau 39). Pour les deux périodes, les principaux composés sont le phénanthrène - PHE (4,0 à 6,9 ng/m³), suivi du fluorène – FLU (1,6 à 1,7 ng/m³) puis du fluoranthène – FTH (0,8 à 1,1 ng/m³) et du pyrène (0,9 à 1,2 ng/m³) (Motelay-Massei, 2003). Cette composition est similaire à celle qui avait précédemment déterminée dans des échantillons d'air prélevés sur d'autres stations Airparif en 2011 et 2012 (Chevreuil, 2013).

Ces principaux composés étant des molécules relativement volatiles, ils sont majoritairement présents en phase gazeuse. Cette dernière représente environ 90% de la concentration totale pour le site de BP Est comme sur le site de Paris, bien que certains composés parmi les moins volatils (BaP, CHR, BaA, BbF, BkF, B(g,h,i)P) ne soient détectés que dans la phase particulaire. Ce résultat avait été observé dans la littérature par Hautala et al. (1995). Sur le plan sanitaire, la concentration en BaP (0,01 à 0,05 ng/m³) demeure toujours inférieure au seuil de 1 ng/m³ retenu par la législation (décret 2010-1250 et directive 2004/107/CE).

	Concentration moyenne Automne 2014 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2015 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème
ACY	1,516	99,8	0,004	1,520	0,346	1,101	99,7	0,003	1,105	0,254
ACE	1,268	100,0	<LOQ	1,268	0,676	0,790	100,0	<LOQ	0,790	0,280
FLU	2,131	99,9	0,002	2,133	0,976	1,615	99,6	0,007	1,622	0,808
PHE	4,969	98,4	0,081	5,050	2,540	6,813	98,5	0,100	6,914	2,770
ANT	0,231	95,8	0,010	0,241	0,066	0,185	94,6	0,011	0,196	0,064
FTH	0,785	78,1	0,220	1,005	0,546	0,937	82,3	0,201	1,138	0,706
PYR	0,821	71,4	0,328	1,150	0,379	0,892	76,7	0,271	1,163	0,514
BaA	0,003	6,2	0,044	0,047	0,015	0,004	5,8	0,072	0,077	0,030
CHR	0,016	10,5	0,132	0,147	0,070	0,016	8,4	0,176	0,192	0,128
BbF	0,001	5,4	0,017	0,018	0,016	0,003	8,6	0,035	0,038	0,050
BkF	0,001	6,6	0,013	0,014	0,011	0,001	3,0	0,038	0,039	0,018
BaP	0,001	5,5	0,012	0,013	0,006	0,001	3,1	0,044	0,045	0,026
I(cd)P	<LOQ	6,9	0,001	0,001	0,001	<LOQ	8,9	0,003	0,003	0,002
D(ah)A	<LOQ	51,9	<LOQ	0,001	0,001	<LOQ	8,8	0,002	0,002	0,001
B(ghi)P	0,002	17,4	0,012	0,014	0,016	0,004	7,8	0,052	0,056	0,050
Σ 15 HAP	11,745		0,877	12,622	5,665	12,365		1,014	13,379	5,701

Tableau 39: Concentrations moyennes en HAP dans l'air de BP Est et de Paris 13ème

Cependant, l'exposition des populations riveraines, habitant de part et d'autre du boulevard périphérique, est supérieure en moyenne d'un facteur 2 par rapport à celle de Paris intra-muros (Figure 32). A noter que cet écart, qui est d'un facteur 1,7 en automne, est un peu plus élevé en hiver (2,3), ceci est probablement dû à un moins bon rendement énergétique des moteurs thermiques par des températures inférieures.

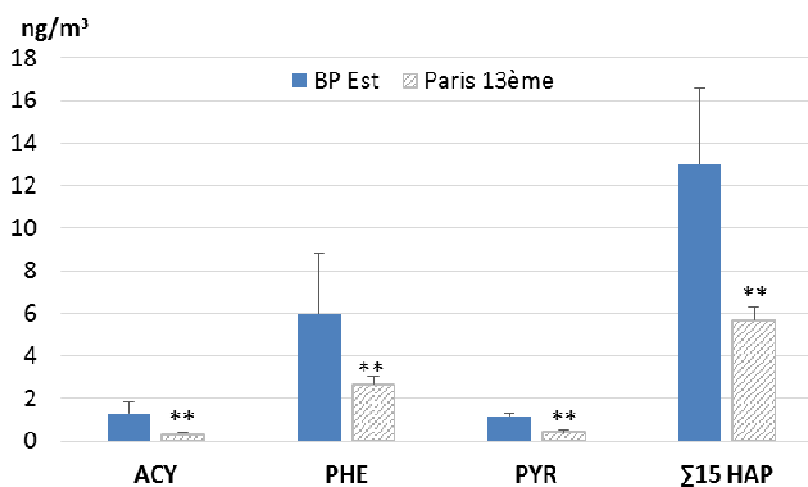


Figure 32: Concentrations moyennes totales en HAP sur les sites de BP Est et Paris 13ème. Significativité des concentrations de BP Est par comparaison à Paris 13ème (* p < 0,05 et ** p < 0,01) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

A proximité du boulevard périphérique, le facteur d'accroissement de la concentration diffère par composé, ceci induit une modification de la composition de leur spectre (Figure 33). La modification la plus importante est la proportion d'ACY qui augmente successivement suivant la période dans un rapport de 1 à 3,5 ou 4, du BaA de 1 à 2,7 ou 4 puis l'ANT dans un rapport de 1 à 2,7 ou 3,3.

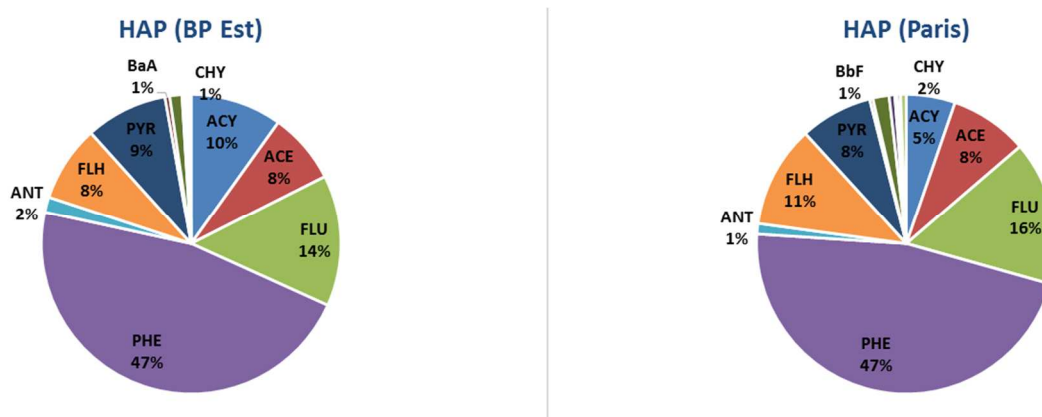


Figure 33: Profils moléculaires en HAP à BP est et à Paris 13^{ème}

Afin de déterminer les sources des HAP dans l'air, de nombreux ratios moléculaires ont été développés à partir des concentrations en HAP dans la phase particulaire (Ravindra et al., 2008). Les ratios FTH/(FTH+PYR) et BaA/(BaA+CHR) indiquent que la contamination en HAP au niveau du site de BP Est possède une signature spécifique par rapport au site de Paris 13ème (Figure 34) avec une proportion plus importante de pétrole imbrulé. Ces résultats sont confortés par le ratio BaP/B(ghi)P qui est de 0,88 pour BP Est indiquant une source de HAP provenant des diesels, alors que le ratio pour le site de Paris 13ème est de 0,44 correspondant à des sources liées au trafic automobile et/ou au incinérateurs (Simcik et al., 1999).

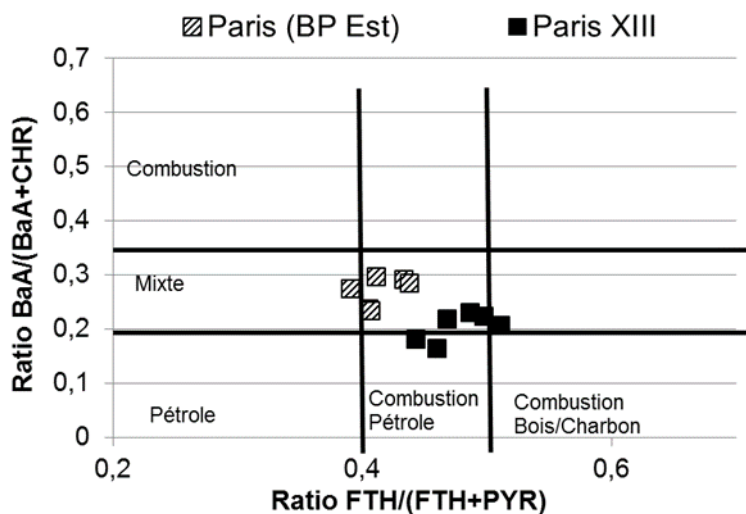


Figure 34: Ratios moléculaires pour les HAP (en phase particulaire) sur le site de BP Est et de Paris 13ème

De plus, les concentrations en HAP de faible poids moléculaires (2-3 cycles) tels que ACY, PHE et ANT sont également plus élevées confirmant la volatilisation de carburant imbrulé (Lee et al., 1995). Ce changement de composition conforte l'origine des émissions de DnBP à partir de carburants et notamment par les véhicules fonctionnant au diesel.

- Les PBDE

Le niveau de présence des PBDE est le plus faible avec une concentration totale en $\Sigma 8$ composés de seulement 0,011 ng/m³ en période froide et de 0,030 ng/m³ en période chaude (Tableau 40). Il faut toutefois indiquer que les valeurs ont pu être sous-estimées en raison d'une perte de sensibilité de l'analyseur GC MS/MS. La détection systématique du BDE 209, 0,0106 ng/m³ en période froide à 0,023 ng/m³ en période chaude, n'est qu'occasionnellement accompagnée de celle du BDE 47 (0,0004-0,0006 ng/m³). Ce dernier est principalement détecté à l'état gazeux, contrairement au BDE 209 essentiellement quantifié à l'état particulaire. Des résultats similaires pour les PBDE ont déjà été observés dans la littérature (Besis et al., 2015; Mandalakis et al., 2009; Chen et al., 2006). La concentration du BDE 209 est comme pour les autres composés plus élevée en période automnale qu'en période hivernale. Par contre, il n'y a pas d'effet important du trafic sur la qualité de l'air ambiant, les concentrations étant du même ordre de niveau pour chacun des composés quantifiés.

	Concentration moyenne Automne 2014 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2015 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème
BDE 28	<LOQ	59,4	<LOQ	0,0001	0,0001	<LOQ	100,0	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 47	0,0005	89,4	0,0001	0,0006	0,0007	0,0001	31,7	0,0003	0,0004	0,0003
BDE 99	0,0001	21,4	0,0004	0,0005	0,0002	<LOQ	14,9	0,0002	0,0003	0,0002
BDE 100	<LOQ	21,8	0,0001	0,0001	0,0001	<LOQ	25,8	0,0001	0,0001	0,0001
BDE 154	<LOQ		-	-	<LD	<LOQ	6,4	<LOQ	<LOQ	<LOQ
BDE 153	<LOQ		-	<LOQ	0,0001	-		<LOQ	<LOQ	0,0001
BDE 183	-		-	-	0,0001	-		<LOQ	<LOQ	0,0001
BDE 209	0,0023	10,1	0,0208	0,0231	0,0187	0,0020	18,9	0,0086	0,0106	0,0097
$\Sigma 8$	0,0029		0,0214	0,0245	0,0201	0,0021		0,0092	0,0114	0,0104

Tableau 40: Concentrations moyennes en PBDE dans l'air (phases gazeuse et particulaire) sur les emplacements des stations Airparif boulevard périphérique Est et Paris 13ème (- : non détecté ; LOQ<0,0001 ng/m³).

- Les organochlorés

Les résultats pour les chlorobenzènes et les 7PCBi (PCB 28/52/101/118/138/153/180) sont reportés au tableau 41.

	Concentration moyenne Automne 2014 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2015 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total BP Est	Total Paris 13ème
PeCB	0,0339	100,0	-	0,0339	0,0222	0,0323	99,8	0,0001	0,0323	0,0207
HCB	0,0955	98,8	0,0011	0,0967	0,0760	0,0632	99,9	0,0001	0,0633	0,0653
PCB 28	0,0133	100,0	-	0,0133	0,0143	0,0060	100,5	-	0,0060	0,0077
PCB 52	0,0370	88,6	0,0048	0,0418	0,0533	0,0185	89,9	0,0021	0,0206	0,0299
PCB 101	0,0272	92,7	0,0021	0,0293	0,0320	0,0121	92,9	0,0009	0,0130	0,0246
PCB 118	0,0072	100,0	-	0,0072	0,0103	0,0030	86,3	0,0005	0,0035	0,0045
PCB 153	0,0079	100,0	-	0,0079	0,0096	0,0036	89,7	0,0004	0,0040	0,0053
PCB 138	0,0036	100,0	-	0,0036	0,0042	0,0019	86,9	0,0003	0,0022	0,0027
PCB 180	0,0013	85,6	0,0002	0,0016	0,0022	0,0014	97,3	0,0001	0,0015	0,0008
∑ 7 PCBi	0,0975		0,0071	0,1046	0,1259	0,0466		0,0043	0,0508	0,0755
∑ 18 PCB	0,1182		0,0091	0,1275	0,1539	0,0554		0,0047	0,0600	0,0944

Tableau 41: Concentrations moyennes en organochlorés (PeCB/HCB/7PCBi) dans l'air sur les emplacements des stations Airparif boulevard périphérique Est et Paris 13ème

Les chlorobenzènes sont ubiquistes à l'état gazeux dans tous les échantillons avec des concentrations (automne / hiver) pour le PeCB de 0,034 / 0,032 ng/m³ et pour l'HCB de 0,063 / 0,097 ng/m³ pour l'HCB. Ces composés ne présentent pas de cycle thermique bien marqué, cependant l'HCB montre systématiquement des concentrations automnales supérieures aux hivernales, avec une augmentation d'un facteur 1,5 en période « chaude ».

La comparaison avec le site de référence indique qu'il n'y a pas de différence systématique de concentration avec ce dernier (Figure 35). Les concentrations mesurées sont plus faibles que celles mesurées par Granier et Chevreuil (1991) pour les deux périodes de prélèvement. Les concentrations en relation avec le trafic sont seulement plus élevées pour le PeCB et l'HCB en période automnale, soit respectivement 0,034 contre 0,022 ng/m³ en centre urbain et 0,097 contre 0,076 ng/m³. En période froide, le PeCB présente la même amplitude de variation spatiale, 0,032 contre 0,020 ng/m³ en centre urbain, alors que la concentration en HCB ne varie pas (environ 0,065 ng/m³).

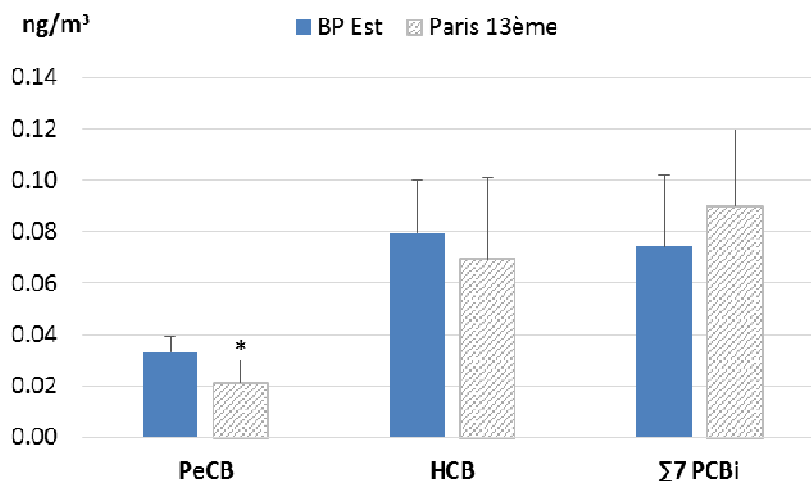


Figure 35: Concentrations moyennes totales en PeCB/ HCB/Σ7 PCBi sur les sites de BP Est et Paris 13ème. Significativité des concentrations de BP Est par comparaison à Paris 13ème (* p< 0,05 et ** p< 0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

La concentration totale en PCB ($\Sigma 18$) se limite à $0,127 \text{ ng/m}^3$ en automne et $0,060 \text{ ng/m}^3$ en hiver. Le composé majoritaire reste le PCB 52 dont la présence en phase gazeuse fluctue autour de 90 % en automne comme en hiver. Les autres composés quantifiés sont les 7PCBi (28/52/101/118/138/153/180) et le PCB 110. Toutefois si ces derniers peuvent être quantifiés sur les deux périodes, en automne ils sont presque uniquement quantifiés à l'état gazeux, à l'exception du PCB 52 et 101.

Une étude antérieure avait montré l'existence d'émissions de PCB à partir des huiles moteurs utilisées dans les véhicules (**Granier & Chevreuril, 1991**). Même en considérant que cette première étude avait été réalisée en milieu souterrain ventilée et non comme la présente en milieu ouvert, les concentrations actuelles mesurées aux abords d'un axe de transport autoroutier ne sont plus du même ordre de grandeur que celles observées 25 ans auparavant. Les concentrations ont chuté de quelques ng/m^3 en 1990 à environ $0,1 \text{ ng/m}^3$ aujourd'hui. Seul le premier échantillon d'automne présente une concentration plus élevée que celle du centre urbain. En absence de différence, entre les concentrations et la composition des spectres moléculaires observées au centre et en périphérie de Paris, il s'avère que les zones de trafic intense ne constituent plus un point chaud d'émission de PCB et contribuent tout au plus à l'entretien du bruit de fond de contamination de l'air en milieux urbains.

- Etude de la variabilité saisonnière

L'étude de la variabilité saisonnière des différentes familles de composés est présentée en figure 36. Dans cette figure, les concentrations moyennes sont mises en relation avec la température du site pendant les périodes de prélèvements.

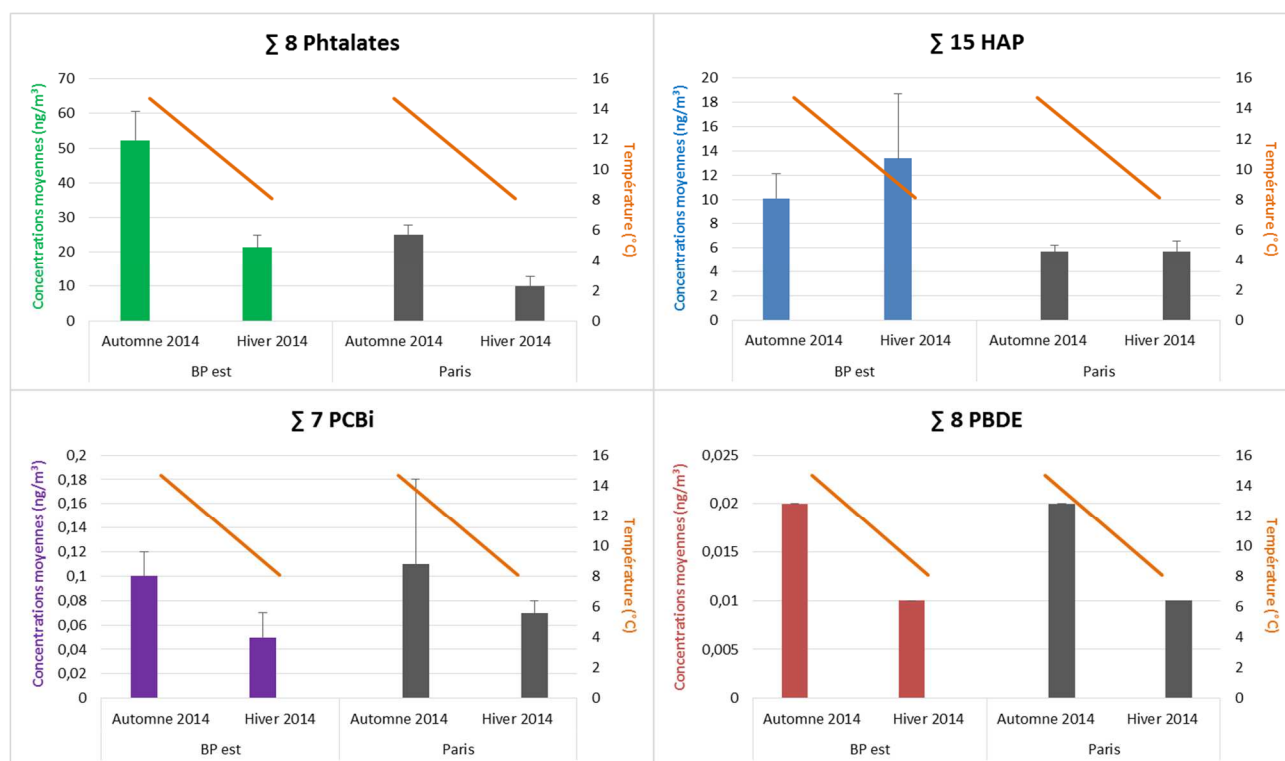


Figure 36: Variation saisonnière des familles de composés sur les sites de BP Est et Paris pour l'année 2014

Les résultats de la variabilité saisonnière montre que les concentrations en phtalates sont supérieures en période automnale (52 ng/m^3) qu'en période hivernale (21 ng/m^3) sur le site de BP Est, ce qui est retrouvé aussi sur le site de la référence urbaine (Paris 13ème). Les concentrations en HAP, en PCB et en PBDE montrent la même variabilité saisonnière que celle observée en zone urbaine, ceci ayant déjà observé dans la littérature (**Besis et al., 2015; Teil et al., 2006; Menichini et al., 1999**). Une absence de variabilité saisonnière est observée pour la référence urbaine dans le cas des HAP, ceci montrant une plus forte influence du trafic automobile et des incinérateurs par rapport au chauffage urbain (signature et ratios moléculaires).

Les résultats montrent ainsi, que le site de BP Est est plus contaminé en phtalates et en HAP que le site de référence urbaine, et que les phtalates montrent une variabilité saisonnière plus importante que celles des autres familles de composés.

2.1.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif

Les concentrations moyennes en phase gazeuse des groupes chimiques par période d'observation sur les deux stations sont indiquées au tableau 42. Bien que les valeurs diffèrent en général d'un facteur 2 voire parfois d'un facteur 5, elles respectent les ordres de grandeur obtenus par échantillonnage dynamique. Malgré ce décalage, la hiérarchie des valeurs

obtenues en phase gazeuse par les capteurs passifs est en conformité avec la majeure partie des conclusions ou des hypothèses précédemment émises.

Ainsi, la hiérarchie des contaminants présents dans la phase gazeuse est respectée, si l'on fait exception que le niveau de présence des HAP devance celui des phtalates. En effet, ceux-ci se trouvaient au même niveau de concentration par échantillonnage actif. Les cycles thermiques précédemment observés sont confirmés, excepté que les HAP qui en étaient dépourvu. Ainsi, les concentrations hivernales en périphérie et au centre sont respectivement supérieures de 25 et 30 % à celles mesurées en automne.

ng.m ³	Concentration en automne 2014		Concentration en hiver 2015	
	PUF BP Est	PUF Paris 13ème	PUF BP Est	PUF Paris 13ème
Σ 8 Phtalates	24,73	5,03	8,74	1,56
Σ 15 HAP	39,91	12,89	55,26	19,12
Σ 8 PBDE	0,01	0,01	0,00	0,00
Σ 18 PCB	0,14	0,05	0,05	0,02
Σ 7 PCB i	0,10	0,03	0,03	0,01
PeCB	0,03	0,01	0,03	0,01
HCB	0,32	0,19	0,11	0,06

Tableau 42: Concentration en COSV dans la phase gazeuse de l'air à partir des échantillonneurs passifs

Les mesures à l'aide de capteurs passifs confirment les émissions en phtalates, HAP, PBDE et organochlorés à partir du trafic autoroutier et la possibilité d'émissions résiduelles de PCB par le transport routier. Ces résultats sont encourageants et montrent l'intérêt d'utiliser des capteurs passifs pour caractériser des sources, ou estimer l'état de la contamination de l'air ambiant à de plus grandes échelles territoriales.

2.2 Enceinte ferroviaire souterraine (EFS)

Pour cette étude, 6 prélèvements d'air extérieur dans l'enceinte ferroviaire souterraine (EFS) ont été réalisés. Le site est situé en sous-sol, et est ventilé par de l'air provenant de l'extérieur (zone fortement urbanisé et ayant un axe de trafic routier modéré).

Les concentrations en COSV dans l'air ambiant à l'intérieur des enceintes ferroviaires souterraines sont en relation avec l'existence de sources internes et/ou leur ventilation (air extérieur). La caractérisation de cette catégorie de contaminants en milieu souterrain constitue un sujet d'étude, peu abordé, qui n'intéresse généralement que la caractérisation de la contamination en phase particulaire (ANSES, 2015; Moreno, 2015).

L'importance des infrastructures en équipements électriques et des utilisations de fluides hydrauliques ou de lubrifiants ont impliqué l'emploi de PCB jusqu'en 1986, conduisant à un double intérêt scientifique et sanitaire pour explorer la contamination de l'atmosphère interne

par ces composés et les chlorobenzènes. Par ailleurs, le remplacement des PCB par des phtalates dans certains isolants diélectriques, l'isolation des câbles, ou la fabrication de tout autre matériau en plastique a conduit à prendre en considération l'ensemble des composés modèles, afin de parvenir à une meilleure hiérarchisation de l'importance relative des sources internes et des sources externes. A propos de la détermination de l'origine interne et/ou externe de la contamination de l'air dans les transports ferroviaires, une campagne de mesure commune avait déjà été réalisée entre un organisme de transport et une AASQA (**Airparif & RATP, 2009**) pour permettre de qualifier les niveaux d'échange entre l'air intérieur et l'air extérieur. Les résultats avaient montré que ces derniers étaient différents suivant les polluants. Si le trafic des trains était à l'origine de nouvelles émissions de particules PM 2,5 et PM 10 dans l'air intérieur et extérieur, la ventilation transférait, par contre, des NOx provenant de l'extérieur vers l'intérieur.

En s'intéressant à quatre groupes chimiques comportant des composés perturbateurs endocriniens, la démarche générale vise également à améliorer la connaissance de la qualité de l'air dans les transports et des dangers sanitaires potentiels pour les voyageurs et le personnel d'exploitation.

2.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination

Le but est de déterminer s'il existe d'une part une contribution de l'air extérieur sur la contamination de l'air intérieur de l'EFS, et d'autre part la présence d'émissions internes de polluants. Pour cela, les concentrations totales moyennes de la zone (décrites dans le tableau 43) sont comparées avec les concentrations de la référence urbaine (Paris) pour les mêmes périodes de prélèvements. Les résultats détaillés sont présentés en **Annexe P**.

ng/m ³	Automne 2013		Hiver 2013		p-value (EFS/Paris)
	Enceinte ferroviaire souterraine	Paris	Enceinte ferroviaire souterraine	Paris	
Σ8 Phtalates	110,3 (± 30,8)	45,1 (± 10,7)	135,2 (± 11,1)	96,8 (± 20,6)	< 0,05
Σ15 HAP	9,3 (± 2,6)	5,5 (± 2,9)	26,1 (± 3,9)	5,2 (± 3,0)	< 0,05
Σ8 PBDE	0,08 (± 0,01)	0,03 (± 0,02)	0,12 (± 0,03)	0,01 (± 0,00)	< 0,01
Σ18 PCB	1,51 (± 0,37)	0,17 (± 0,08)	1,13 (± 0,03)	0,12 (± 0,06)	< 0,01
Σ7 PCBi	1,18 (± 0,29)	0,14 (± 0,07)	0,90 (± 0,05)	0,09 (± 0,05)	< 0,01
Σ PCB-DL	0,14 (± 0,03)	0,02 (± 0,01)	0,10 (± 0,02)	0,03 (± 0,02)	< 0,01
PeCB	0,62 (± 0,23)	0,01 (± 0,01)	0,08 (± 0,06)	0,02 (± 0,01)	< 0,01
HCB	0,10 (± 0,03)	0,05 (± 0,02)	0,12 (± 0,03)	0,07 (± 0,03)	< 0,05

Tableau 43: Concentrations totales moyennes des différentes familles pour l'enceinte ferroviaire souterraine et le site de Paris (référence urbaine)

Toutes les familles étudiées ont été détectées à chaque prélèvement. Toutefois, la contamination en phtalates devance celle en HAP sur les deux périodes. La concentration totale moyenne des phtalates sur chaque période varie peu avec successivement 110 et 135 ng/m³. Celle en HAP varie davantage de 9,3 à 26,1 ng/m³ de l'automne à l'hiver, ce qui a déjà été observé par Fromme et al. (1998). Les PCB comme les HAP présentent des concentrations relativement homogènes entre les échantillons d'une même période. Par contre, la concentration moyenne de la période automnale (1,5 ng/m³) est légèrement plus élevée que celle de la période hivernale (1,1 ng/m³). La présence du seul PeCB, avec une concentration moyenne de 0,35 ng/m³, dépasse à la fois celle de l'HCB (0,11 ng/m³) et de l'ensemble des PBDE (0,01 ng/m³). Très peu de données de la littérature traitent de l'importance de la contamination de l'air par les phtalates, HAP, PCB et PBDE dans les enceintes ferroviaires souterraines. Donc peu de comparaisons avec des données de référence sont réalisées dans cette partie.

Bien que les mesures aient été réalisées en milieu souterrain, la prise en considération des vents peut renseigner l'influence relative des conditions climatiques et des concentrations externes en polluants (Figure 37). Les épisodes climatiques de l'automne 2013 et de l'hiver 2013/14 présentent, l'un comme l'autre des vents, dominants de secteur sud. Durant ces deux périodes d'observation, leurs vitesses ont respectivement varié jusqu'à 12,5 m.s⁻¹ (moyenne 3,1 m.s⁻¹) et jusqu'à 7,9 m.s⁻¹ (moyenne 2,9 m.s⁻¹). Les conditions de dispersions des COSV étaient ainsi plus importantes durant la première période de mesure en automne 2013, Par ailleurs, il ressort de l'historique des indices Atmo fourni par *Airparif*, que la qualité de l'air était bonne sur l'ensemble de nos prélèvements. En résumé, elle était de niveau 4 pour le début de la campagne d'automne et par la suite de 3. Il en a été de même pour la campagne hivernale qui a cependant comporté le 11 janvier un indice 6, correspondant à une qualité médiocre. A noter que l'écart thermique de 4,3 °C entre les deux séries de mesure effectuées en milieu souterrain résulte d'une diminution de 8,7°C de la température externe d'automne qui a baissé de 15,2 à 6,5°C.

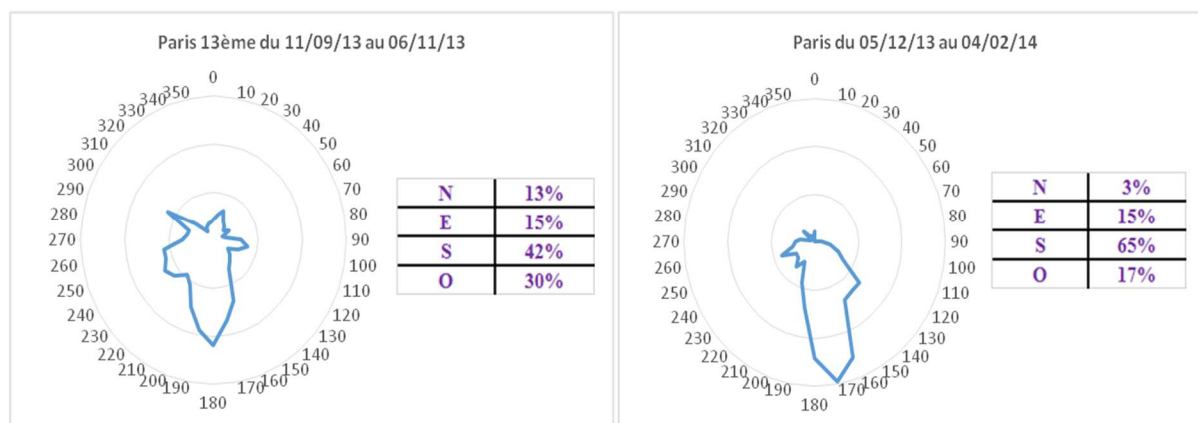


Figure 37: Direction et vitesse des vents sur le secteur de Paris Montsouris sur la période du 11 septembre au 6 novembre 2013 et du 5 décembre 2013 au 4 février 2014

2.2.2 Caractérisation de la répartition des phases et des profils moléculaires par échantillonnage actif

- Les phtalates

La concentration totale en $\Sigma 8$ phtalates est, pour tous les échantillons, supérieure à celle de Paris 13ème, avec 110 contre 45 ng/m^3 en automne, et 135 contre 27 ng/m^3 en hiver, soit une augmentation moyenne de l'ordre d'un facteur 2,4 à 5 entre l'air extérieur et l'air intérieur (Tableau 44 et figure 39). A noter que les concentrations en phtalates sur le site de Paris 13ème sont ici cohérentes avec celles mesurées antérieurement en saison froide pour la période 2010/2012 (Teil et al., 2016). L'augmentation de la contamination en phtalates du milieu souterrain trouve principalement son origine dans une modification importante de la composition du spectre en phtalates (Figure 38).

	Concentration moyenne Automne 2013 (ng/m^3)					Concentration moyenne Hiver 2013-14 (ng/m^3)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème
DMP	0,3	96,8	0,01	0,31	1,23	0,17	94,4	0,01	0,18	0,54
DEP	25,59	99,3	0,17	25,77	3,37	30,44	99,1	0,28	30,73	2,1
DiBP	20,46	72,5	7,79	28,24	5,59	28,92	76,7	8,79	37,71	5,1
DnBP	17,21	70,0	7,4	24,6	3,88	17,64	76,4	5,46	23,09	2,97
BBP	0,36	14,7	2,08	2,45	0,32	0,28	16,6	1,41	1,69	0,36
DEHP	5,5	21,1	20,6	26,1	25,01	14,62	37,3	24,6	39,21	13,38
DnOP	0,03	14,3	0,17	0,21	< LQ	0,02	8,0	0,23	0,25	0,67
DiNP	0,92	35,2	1,69	2,61	5,72	0,56	24,2	1,75	2,31	1,69
$\Sigma 8$	70,37		39,92	110,29	45,11	92,64		42,52	135,16	26,81

Tableau 44: Concentrations moyennes en phtalates dans l'air dans l'enceinte ferroviaire fermée (EFS) et à Paris 13ème

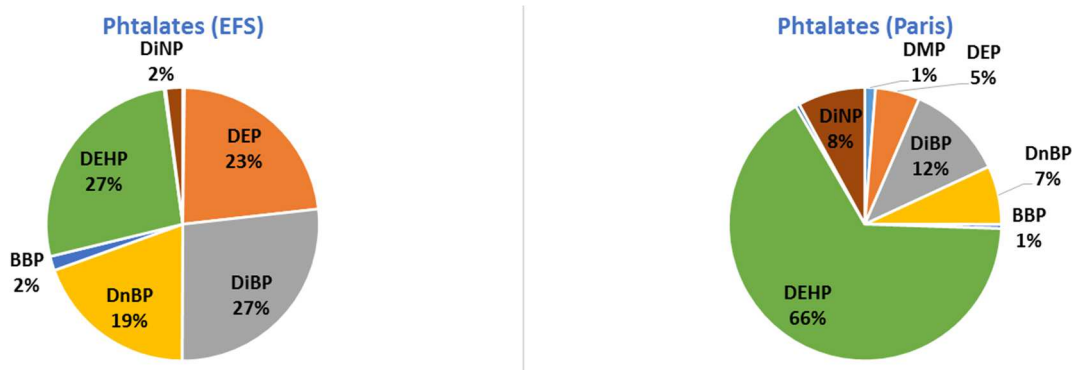


Figure 38: Profils moléculaires des phtalates dans l'enceinte ferroviaire fermée (EFS) et à Paris 13ème

Quel que soit la période de l'année, le bruit de fond des plastifiants en habitat urbain comme en habitat rural est dominé le plus souvent par le DEHP puis le DiBP. La situation est analogue pour le site extérieur de référence. Dans l'atmosphère interne, la concentration en DEP, composé relativement volatil, augmente au cours de chaque période dans un rapport de 1 à 8. Celles en DiBP et DnBP sont également toujours 4 à 6 fois supérieure, alors que celle en DEHP ne varie pas ou diminue de l'extérieur à l'intérieur. En milieu souterrain, sa contribution à la concentration totale est seulement de 24 à 29 %, alors qu'elle est de 56 à 70 % en extérieur. Ces dernières valeurs s'inscrivent dans la plage de 50 à 80 % déterminée auparavant en saison froide (Teil et al., 2016). Cette proportion plus faible en DEHP par rapport à l'extérieur peut s'expliquer par l'absence d'émissions par processus de combustion en milieu souterrain.

Malgré l'augmentation de la concentration en aérosols particulaires (PM10) de l'extérieur à l'intérieur de 28 à 131 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, puis de 32 à 165 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (données issus d'une AASQA et de l'entreprise de transport ferroviaire), les phtalates restent, contre toute attente, majoritairement en phase gazeuse. Ceci s'explique parfaitement par le changement de composition de l'empreinte en phtalates. En effet, les composés « lourds » les moins volatils tels que BBP, DEHP, DnOP et DiNP dont la pression de vapeur est inférieure à $1 \cdot 10^{-4}$ Pa à 25°C, ne représentent en moyenne que 30% de la contamination intérieure.

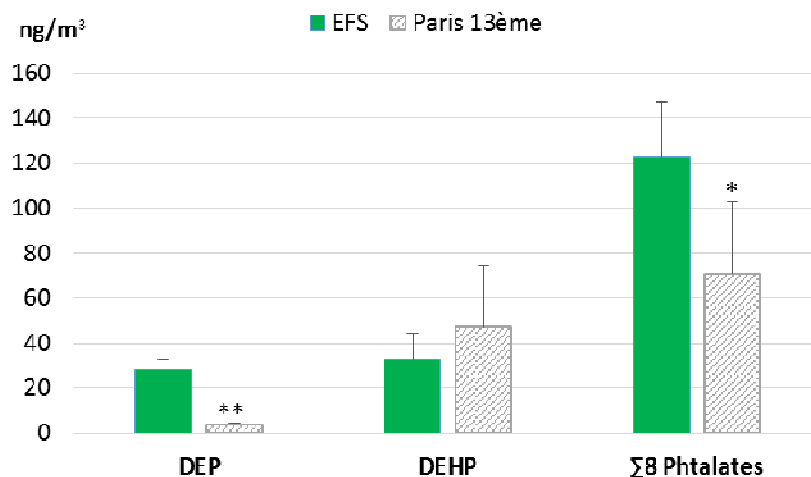


Figure 39: Concentrations moyennes totales en phtalates sur les sites de l'EFS et Paris 13ème. Significativité des concentrations de l'EFS par comparaison à Paris 13ème (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

La contamination intérieure n'est pas seulement différente par sa composition et par des concentrations supérieures, notamment en DEP. Les concentrations individuelles sont moins variables qu'en milieu ouvert ce qui implique le fonctionnement continu de sources d'émissions internes. Leurs origines peuvent résulter d'une grande diversité d'emplois : matériaux, revêtements en vinyle, tuyaux, colles ou adhésifs, lubrifiants, fils et câbles électriques (INRS, 2004; AFIDOL, 2015; SYNAMAP, 2015). A titre d'exemple les usages de produits désodorisant peuvent aussi être notamment à l'origine de concentrations internes en DEP de (26 à 31 ng/m^3) approchant celle en DEHP (26 à 39 ng/m^3).

- Les HAP

Les HAP représentent le second groupe de contaminants par ordre d'importance. Leurs présences dans l'atmosphère intérieure résultent déjà au moins de leur introduction par la ventilation de l'infrastructure. Les concentrations exprimées en $\Sigma 15$ HAP sont comprises dans une plage de 7 à 12 ng/m^3 en période automnale (moyenne 9,3 ng/m^3), contre 22 à 29 ng/m^3 en période hivernale (moyenne 26 ng/m^3) (Tableau 45).

	Concentration moyenne Automne 2013 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2013-14 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème
ACY	0,500	100,0	<LOQ	0,500	0,190	2,470	100,0	<LOQ	2,470	0,430
ACE	2,250	85,2	0,390	2,640	0,670	5,400	96,3	0,210	5,610	0,290
FLU	1,300	99,2	<LOQ	1,310	0,950	5,440	99,8	0,010	5,450	0,700
PHE	1,230	91,8	0,110	1,340	2,490	9,280	98,9	0,100	9,380	2,350
ANT	0,260	92,9	0,010	0,280	0,050	0,330	97,1	0,010	0,340	0,070
FTH	1,090	88,6	0,140	1,230	0,540	1,010	88,6	0,130	1,140	0,550
PYR	0,870	85,3	0,150	1,020	0,400	0,850	86,7	0,130	0,980	0,440
BaA	0,090	64,3	0,050	0,140	0,030	0,020	22,2	0,070	0,090	0,060
CHR	0,120	63,2	0,070	0,190	0,110	0,070	35,0	0,130	0,200	0,180
BbF	0,070	38,9	0,110	0,180	0,030	0,020	66,7	0,010	0,030	0,030
BkF	0,030	50,0	0,020	0,060	0,020	-	0,0	0,030	0,030	<LOQ
BaP	0,140	66,7	0,070	0,210	0,020	-	0,0	0,090	0,100	0,040
I(cd)P	0,080	66,7	0,040	0,120	0,010	-	0,0	0,080	0,080	<LOQ
D(ah)A	-	0,0	0,020	0,030	0,010	-	0,0	0,010	0,010	<LOQ
B(ghi)P	0,020	66,7	<LOQ	0,030	0,010	-	0,0	0,170	0,170	0,100
Σ 15	8,080		1,190	9,270	5,530	24,880		1,190	26,070	5,230

Tableau 45: Concentrations moyennes en HAP (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air à l'intérieur de l'enceinte ferroviaire souterraine et à la station Airparif Paris 13ème

Pour la première période, les principaux composés sont l'acénaphène - ACE (1,7 à 3,5 ng/m³), suivi du phénanthrène - PHE (0,8 à 1,9 ng/m³) et du fluoranthène - FTH (0,6 à 2,4 ng/m³) (Figure 40). En période hivernale, le phénanthrène redevient comme en milieu extérieur, le principal composé (8,3 à 9,9 ng/m³), mais l'ACE (4,3 à 6,8 ng/m³) reste à un niveau équivalent de celui du fluorène – FLU (4,8 à 6,1 ng/m³). La position de l'ACE en tant que premier ou second contributeur à la contamination de l'air intérieur est inhabituelle, ce dernier étant toujours le troisième sur les échantillons de la station externe de référence - Paris 13ème et même en quatrième ou cinquième rang sur la station du boulevard périphérique (BP Est). La contribution importante des HAP semi-volatils à 2-3 cycles (ACE, PHE, FLU) suggèrerait que l'existence de sources intérieures (Kim et al., 2013).

La plupart des composés présentent des concentrations intérieures supérieures ou équivalentes celles de l'extérieur, la concentration totale en Σ15 HAP est ainsi de 9,3 puis 26 ng/m³, contre 5,5 et 5,2 ng/m³ à Paris XIII (Figure 41). Ceci avait été également observé lors d'études précédentes dans des EFS à Paris et peut s'expliquer, en partie, par l'absence de processus de dégradation photolytique. Néanmoins dans le cas présent, les concentrations internes demeurent inférieures à celles mesurées uniquement en phase particulaire en 2003 (ANSES, 2015). Les concentrations en Σ15 HAP au sein de l'EFS et de BP Est sont du même ordre de

grandeur, plaçant au même niveau les transports routier et ferroviaire en matière d'exposition des voyageurs en milieu urbain.

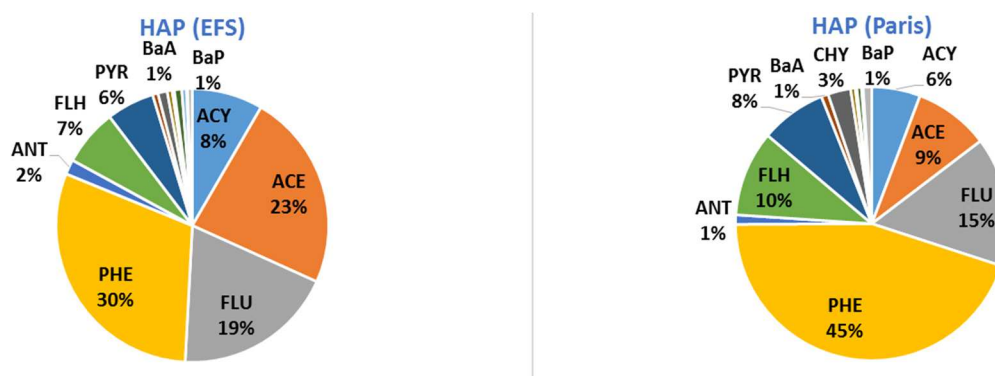


Figure 40: Profils moléculaires des HAP présents dans l'air au sein de l'enceinte ferroviaire souterraine et à Paris 13ème

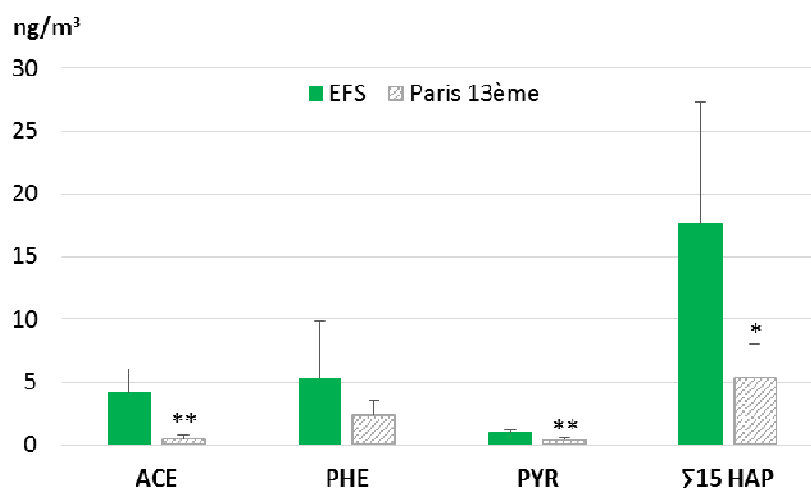


Figure 41: Concentrations moyennes totales en HAP sur les sites de l'EFS et Paris 13ème. Significativité des concentrations de l'EFS par comparaison à Paris 13ème (* p<0,05 et ** p<0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

D'autres composés lourds comportant plus de quatre cycles tels que le BaP, le BbF, le BbK, l'indéno(cd)pyrène, le benzo(ghi)pérylène et le dibenzo(ah)anthracène, bien que minoritaires, présentent également des concentrations plus élevées en milieu souterrain, qu'en milieu ouvert (Figure 41). Ainsi, les concentrations en BaP, le BbF, le BbK et l'Ind(cd)P sont 3 à 8 fois supérieures. Toutefois, la concentration intérieure maximale en BaP n'a jamais excédé la concentration de 0,22 ng/m³, une valeur qui correspond également à la moyenne saisonnière la plus élevée. Au plan sanitaire, les concentrations en BaP restent cependant toujours inférieures au seuil de 1 ng/m³ retenu par la législation (décret 2010-1250 et directive 2004/107/CE) (Airparif, 2014; Airparif, 2015).

Les composés majoritaires sont comme pour les phtalates des composés relativement volatils. Avec des températures supérieures à 25 ou 20 °C, la contamination en HAP se trouve quasi exclusivement en phase gazeuse (87 à 95%), bien que la concentration en particules atteigne

53 à 86 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mode TSP, ou 131 à 165 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mode PM10 et 49 à 68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en mode PM2,5 (données PM10 et PM2,5 proviennent de l'exploitant du réseau ferroviaire). La présence de HAP, principalement en phase gazeuse, a également été observé en Corée au sein de 6 enceintes ferroviaires souterraines (Kim et al., 2013; Fromme et al., 1998).

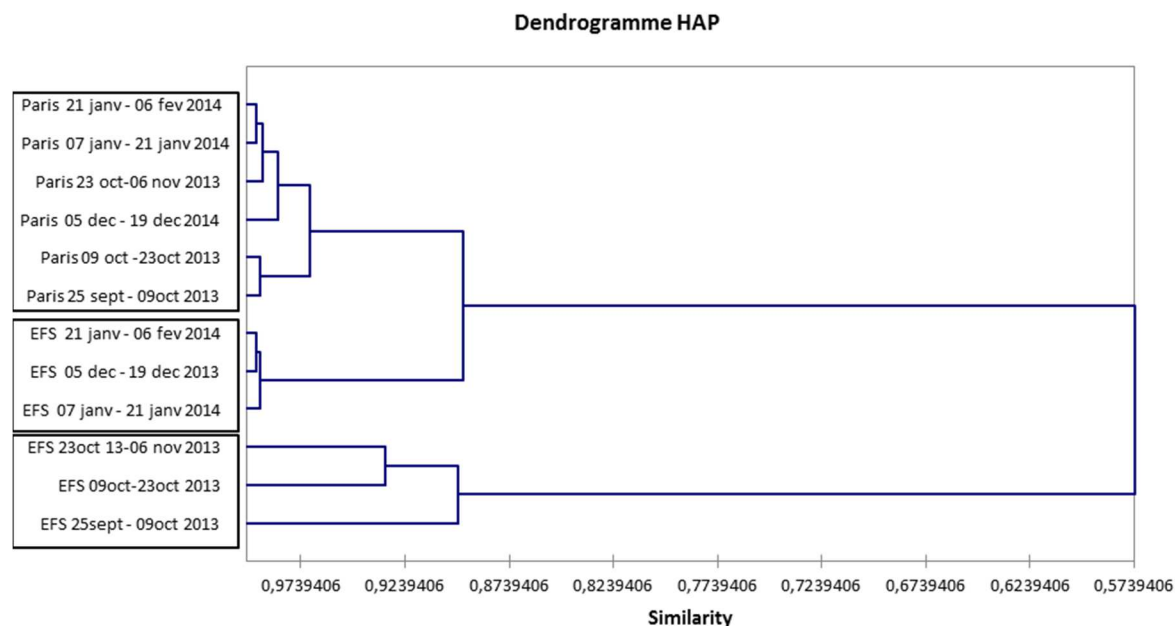


Figure 42: Dendrogramme de similarité entre les concentrations en HAP (phases gazeuse et particulaire) sur le site EFS et Paris 13ème

Le dendrogramme, réalisé à partir des concentrations en HAP sur les deux sites, classe les prélèvements en trois groupes (Figure 42). Les prélèvements réalisés sur le site de Paris 13ème sont très similaires entre eux et forment le premier groupe, le deuxième correspond aux mesures hivernales dans l'enceinte ferroviaire et enfin le troisième groupe, aux mesures automnales. Ceci conforte l'hypothèse que les HAP présents au sein de l'EFS proviennent aussi bien de sources internes qu'externes. La plus grande similarité entre les concentrations à Paris et celles de l'EFS en hiver indiquent une contribution plus élevée de l'air extérieur par rapport à celle en automne.

En dehors des émissions par processus de combustion à l'extérieur de l'enceinte ferroviaire, des HAP peuvent être émis à partir des lubrifiants (Airparif & RATP, 2009; Airparif, 2013) et des revêtements par des enrobés à froid (INERIS, 2001). Par ailleurs, la dégradation des lubrifiants par échauffement peut conduire à une augmentation de l'ordre de 3 à 10 de leurs concentrations initiales en HAP (Briant et al., 1997). Dans ce contexte, il est probable que la circulation des trains puisse être à l'origine d'émissions temporaires de ces contaminants notamment à proximité des voies.

- Les PBDE

Le niveau de présence des PBDE reste le plus faible avec une concentration moyenne en $\Sigma 8$ de seulement 0,078 ng/m³ en automne et de 0,12 ng/m³ en hiver (Tableau 46). Seulement trois composés sont systématiquement quantifiés les BDE 47, 99 et 209. Ce dernier représente successivement de 80 à 95 % du total, en étant respectivement pour 75 et 97 % à l'état adsorbé sur les particules, contrairement au BDE 47 (0,004 ng/m³), qui est pour 50 à 71 % à l'état gazeux.

La concentration totale en milieu souterrain est par contre de 2,5 à 10 fois supérieure à celle de la station de référence Paris 13ème (Figure 43). Il est ici peu probable que la contamination externe puisse avoir une influence significative sur la contamination interne. En effet, si cette dernière a augmenté d'automne en hiver dans un rapport de 1,5 ; celle de la station de référence a, au contraire, diminué dans un rapport de 2,5. Ceci peut s'expliquer par le fait que les PBDE ne peuvent provenir des processus de combustion (chauffage ou autres) auxquels ils n'y résistent pas (INERIS, 2012). Par contre, les revêtements de câbles, de bobinage de moteur électrique, le PVC et les équipements électroniques présents dans ce type d'environnement intérieur constituent des sources spécifiques d'émission potentielles.

	Concentration moyenne Automne 2013 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2013-14 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème
BDE 28	0,0010	100,0	-	0,0010	-	-	-	-	-	-
BDE 47	0,0050	71,4	0,0020	0,0070	0,0010	0,0020	50,0	0,0020	0,0040	0,0010
BDE 99	0,0010	33,3	0,0010	0,0030	0,0010	-	-	0,0010	0,0010	-
BDE 100	0,0020	50,0	0,0030	0,0040	-	-	-	-	-	-
BDE 154	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BDE 153	-	-	-	0,0010	0,0010	-	-	-	-	-
BDE 183	0,0020	28,6	0,0050	0,0070	0,0030	-	-	-	-	-
BDE 209	0,0150	27,3	0,0410	0,0550	0,0240	0,0020	1,8	0,1070	0,1100	0,0110
$\Sigma 8$	0,0260		0,0520	0,0780	0,0210	0,0050		0,1110	0,1160	0,0120

Tableau 46: Concentrations moyennes en PBDE (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air à l'intérieur de l'enceinte ferroviaire souterraine et à la station Airparif Paris 13ème

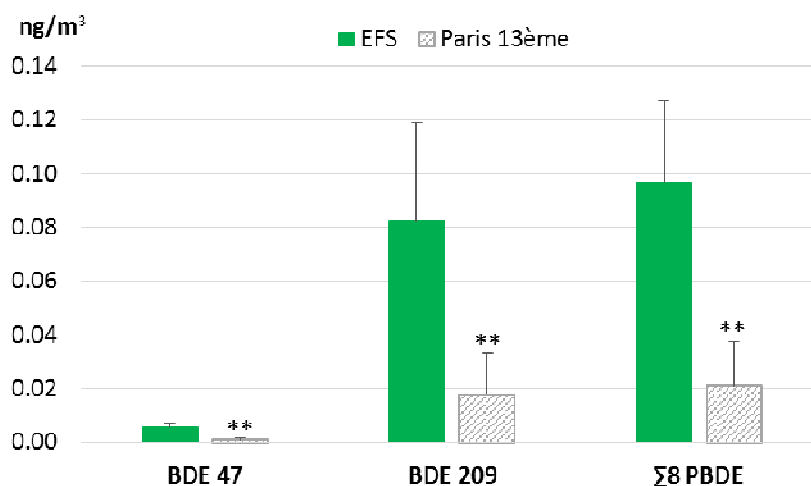


Figure 43: Concentrations moyennes totales en PBDE sur les sites de l'EFS et Paris 13ème. Significativité des concentrations de l'EFS par comparaison à Paris 13ème (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Quel que soit le milieu, ces retardateurs de flammes restent peu abondants car ils sont peu utilisés en France, comme en Europe. Bien que ces micropolluants figurent dorénavant sur la liste des POP de la convention de Stockholm révisée en 2009, les études devraient être plutôt centrées sur certains de leurs produits de substitution dont l'hexabromocyclodécane qui figure également dans la catégorie des perturbateurs endocriniens (INERIS, 2001).

- Les organochlorés

Les résultats pour les chlorobenzènes et les PCB sont reportés au tableau 47.

Les chlorobenzènes sont ubiquistes à l'état gazeux dans tous les échantillons avec des concentrations automne/hiver de 0,61/0,082 ng/m³ pour le PeCB (moyenne 0,349 ng/m³) et de 0,10/0,12 ng/m³ pour l'HCB (moyenne 0,110 ng/m³). La contamination en HCB se distingue par son homogénéité. En effet, l'écart entre les concentrations minimale et maximale n'est que d'un facteur 2, alors que celle en PeCB varie dans un rapport supérieur à 20. Ces deux composés demeurent quantifiés à l'état gazeux pour près de 100 %, malgré des concentrations relativement élevées en particules (moyennes : PM10 : 148 µg/m³, PM 2,5 : 58,5 µg/m³).

	Concentration moyenne Automne 2013 (ng/m ³)					Concentration moyenne Hiver 2013-14 (ng/m ³)				
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total EFS	Total Paris 13ème
PeCB	0,613	99,7	0,002	0,615	0,013	0,082	100,0	-	0,082	0,019
HCB	0,101	99,0	0,001	0,102	0,054	0,118	100,0	0,001	0,118	0,074
PCB 28	0,146	97,3	0,004	0,150	0,011	0,096	100,0	-	0,096	0,010
PCB 52	0,396	96,6	0,014	0,410	0,046	0,425	99,5	0,002	0,427	0,043
PCB 101	0,357	96,7	0,012	0,369	0,041	0,251	95,8	0,011	0,262	0,033
PCB 118	0,076	90,5	0,007	0,084	0,014	0,040	90,9	0,005	0,044	0,003
PCB 153	0,076	89,4	0,008	0,085	0,014	0,039	97,5	0,001	0,040	-
PCB 138	0,057	87,7	0,008	0,065	0,009	0,017	73,9	0,006	0,023	0,001
PCB 180	0,011	64,7	0,006	0,017	0,002	0,005	45,5	0,006	0,011	-
∑7ind	1,12		0,059	1,179	0,137	0,872		0,029	0,902	0,091
∑18 PCB	1,433		0,078	1,511	0,148	1,077		0,055	1,132	0,115

Tableau 47: Concentrations moyennes en organochlorés (PeCB/HCB/PCB) (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air à l'intérieur de l'enceinte ferroviaire souterraine et à la station Paris 13ème

La comparaison avec la station externe indique que la concentration en HCB n'augmente que d'un facteur de 1,5 à 2 (Figure 44). Au contraire, celle en PeCB est de 4 à 40 fois supérieure à celle de la référence suivant la période. Ces valeurs de rapport montrent que la contamination en HCB est essentiellement due à une contamination de fond du milieu urbain évoluant peu suivant les sites. Par contre, la différence et la variabilité saisonnière des concentrations internes en PeCB, par rapport à celles déterminées en milieu extérieur indiqueraient plutôt une contamination essentiellement en rapport avec le fonctionnement du réseau ferroviaire.

En effet, il s'avère que le PeCB était dans le passé l'un des composant de mélanges de chlorobenzènes utilisés pour réduire la viscosité des PCB employés pour le transfert de chaleur et dans les équipements électriques. Ces mélanges étant encore en usage dans certains vieux équipements électriques en Amérique et en Europe, il en résulte un potentiel résiduel de libération à partir de ces derniers (Bailey et al., 2009). La caractérisation de la contamination en PCB qui fait suite, corrobore cette hypothèse.

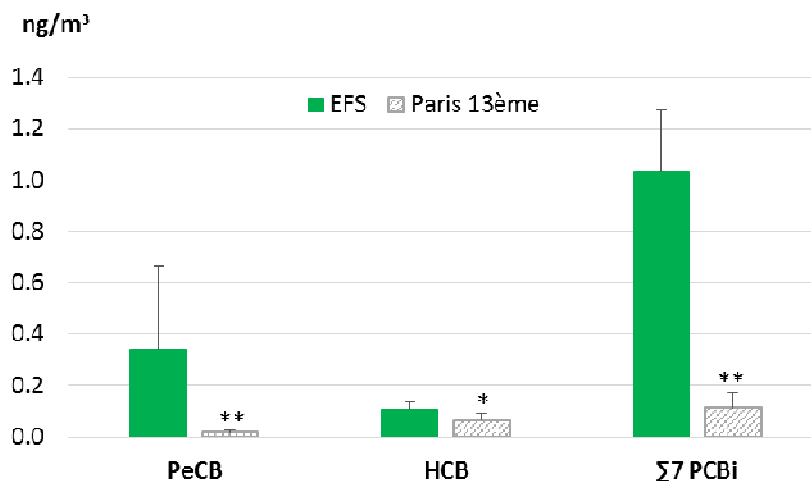


Figure 44: Concentrations moyennes totales en organochlorés sur les sites de l'EFS et Paris 13ème. Significativité des concentrations de l'EFS par comparaison à Paris 13ème (* p<0,05 et ** p<0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Les concentrations en Σ18 PCB varient peu de 1,5 ng/m³ en automne à 1,1 ng/m³ en hiver (moyenne 1,3 ng/m³). Le composé majoritaire reste le PCB 52 (30 % de la concentration totale), il est suivi par le 101 (25 %), le 110 (20 %) et le 28 pour environ 10 %, les 118 et 153 ne représentant chacun qu'environ 5 % (Tableau 47 et Figure 45).

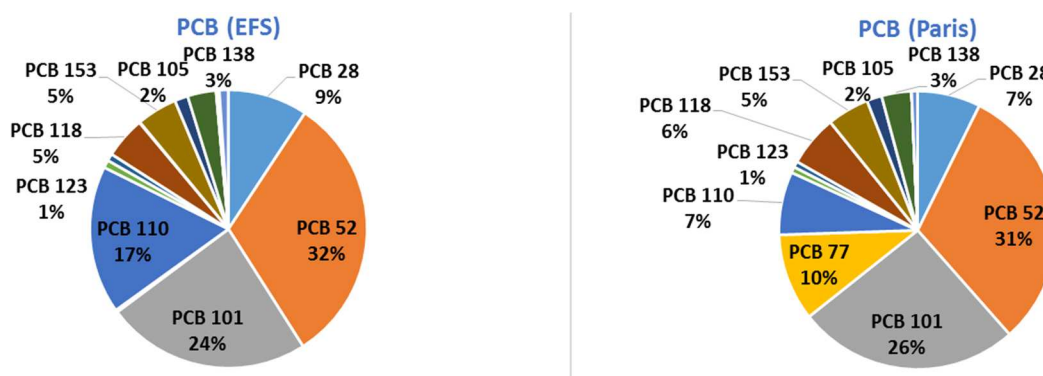


Figure 45: profils moléculaires en composés organochlorés dans l'air de l'EFS et de Paris 13ème

Ne comportant pas plus de cinq atomes de chlores et étant relativement volatils, les principaux composés, sont quantifiés pour plus de 95 % dans la phase gazeuse. Seul le PCB 180, un heptachlorobiphényle atteint une proportion sur aérosols de 35 à 54 %.

La proportion de PCB à l'état adsorbé sur les particules est ici très inférieure à celles anciennement déterminées avec des processus de combustions, aussi bien dans un tunnel autoroutier (70 %) que dans le milieu extérieur (20 %). En comparaison avec le milieu extérieur, la concentration en PCB au sein de l'enceinte ferroviaire est, dans le cas présent, successivement de 9 à 10 fois supérieures. Ce résultat est en accord avec l'augmentation conjointe du niveau de présence du PeCB et il montre que des émissions internes

d'organochlorés sont encore possibles à partir de surfaces contaminées et d'anciens matériaux ou équipements électriques du réseau ferroviaire (ANSES, 2015; Wilkomirski et al., 2011). Le niveau des concentrations actuelles en PCB milieu souterrain n'excède toutefois pas celui de l'air extérieur qui était de l'ordre de 1 à quelques $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ au début des années 90. Cependant, il ressort que les installations ferroviaires peuvent encore être le lieu d'émissions résiduelles de PCB et contribuent à la lenteur de la diminution de la contamination ambiante de l'air extérieur (Direction générale de la Santé, 2003).

- Etude de la variabilité saisonnière

L'étude de la variabilité saisonnière des différentes familles de composés est présentée en figure 46. Dans cette figure, les concentrations moyennes sont mises en relation avec la température du site pendant les périodes de prélèvements.

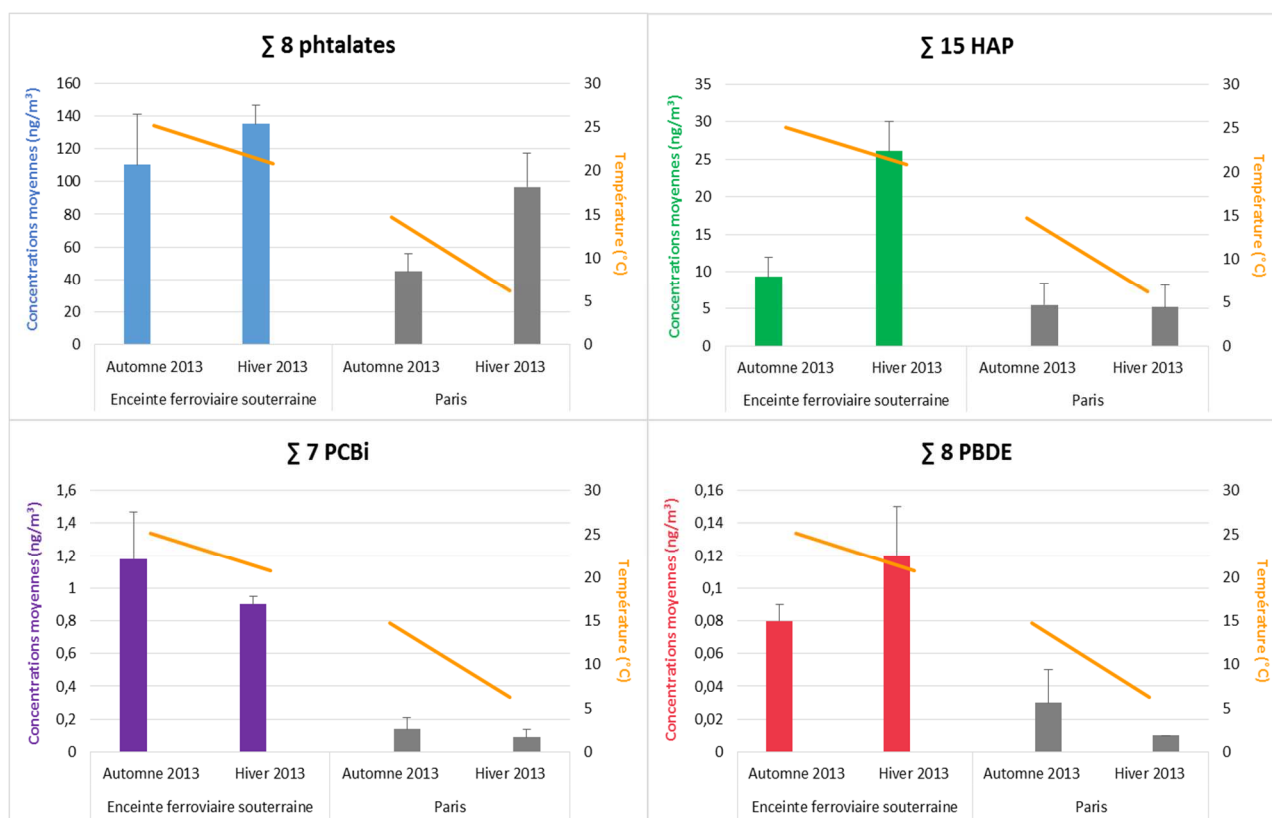


Figure 46: Variation saisonnière des familles de composés sur les sites de l'enceinte ferroviaire souterraine et Paris pour l'année 2013

Les résultats de la variabilité saisonnière montre d'une part que les concentrations en phtalates sont un peu plus importantes en période hivernale ($135 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$) qu'en période automnale ($110 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$) sur le site de l'enceinte ferroviaire souterraine, ce qui est retrouvé aussi sur le site de la référence urbaine (Paris). Cependant, cette variabilité saisonnière est inverse à celle

habituellement attendue et rapportée dans la littérature, cependant comme ce phénomène est observé aussi pour la référence urbaine, ceci pourrait être dû à un niveau plus élevé du bruit de fond en phtalates dans l'air ambiant urbain au cours de la période hivernale 2013. D'autre part, l'étude de la variabilité saisonnière montre des concentrations en HAP supérieures en période hivernale qu'en période automnale. Au vu des très faibles concentrations, les PCB et les PBDE ne semblent pas montrer une nette variabilité saisonnière pour les deux sites d'étude.

La suite de l'étude permettra de déterminer l'origine de cette contamination, si elle est influencée par l'air extérieur urbain ou si elle provient d'émissions internes de polluants en milieu souterrain.

2.2.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passif

Les concentrations moyennes en phase gazeuse des groupes chimiques par période d'observation sur les deux stations sont indiquées au tableau 48. Comme dans le cas précédent de l'axe autoroutier, il existe des écarts de valeurs entre les échantillonnages dynamiques et passifs. Cependant, à l'exception d'une concentration d'hiver en PBDE, à priori très surestimée et d'une concentration en PeCB sous-estimée d'un facteur 10 en automne, les résultats sont encourageants car les surestimations et les sous-estimations pour les principaux contaminants, phtalates, HAP, PCB restent comprises dans un rapport de 1 à 5.

Ainsi, les concentrations en phtalates obtenues à partir des capteurs passifs sont seulement surestimées d'un facteur 1,2 à 1,5 par rapport aux mesures par prélèvements actifs et celles en PCB sont soit sous-estimées d'un facteur 1,8 ou surestimées d'un facteur compris entre 1,2 et 2,5. Seuls les HAP sont pour les deux sites et les deux périodes systématiquement surestimés d'un facteur compris entre 2,5 et 5. Cependant, malgré les écarts de valeurs sur chaque groupe chimique, la hiérarchie de leurs niveaux de présence en phase gazeuse est respectée et la majeure partie des conclusions ou des hypothèses précédemment émises peut être conservée.

A chaque période, les différences de concentration entre les deux milieux sont respectées bien que les conditions d'exposition soient très différentes entre les deux sites. Les capteurs étaient en effet mis en œuvre dans des situations contrastées de température ambiante, de concentration et de nature physico-chimique des aérosols, ainsi que de turbulence de l'air au niveau d'un quai ou à l'aplomb d'un bâtiment de plusieurs étages.

Le principal résultat réside dans la confirmation d'émissions à partir des infrastructures ferroviaires, des émissions qui se surimposent au bruit de fond extérieur en phtalates, HAP, PBDE et organochlorés. Avec notamment la confirmation d'une source suspectée d'émissions résiduelles de PCB par la circulation de l'air à l'intérieur d'une enceinte ferroviaires. Ces résultats sont prometteurs et confortent l'intérêt d'employer des capteurs passifs pour caractériser des sources permanentes, ou estimer l'état de la contamination de l'air ambiant à de plus grandes échelles territoriales.

ng/m ³	Automne 2013		Hiver 2013-14	
	PUF EFS	PUF Paris 13ème	PUF EFS	PUF Paris 13ème
Σ 8 Phtalates	54,68	32,56	118,22	28,56
Σ 15 HAP	37,12	12,83	95,31	24,31
Σ 8 PBDE	0,031	0,008	0,033	0,007
Σ 18 PCB	0,791	0,064	1,283	0,087
Σ 7 PCB i	0,586	0,044	0,903	0,038
PeCB	0,068	0,070	0,062	0,003
HCB	0,219	0,154	0,357	0,201

Tableau 48: Concentration en COSV dans la phase gazeuse de l'air à partir des échantillonneurs passifs

L'étude de la caractérisation du transport urbain présente ainsi deux résultats intéressants, montrant d'une part que l'axe de trafic routier (BP Est) est à l'origine d'émissions locales de phtalates, et d'autre part que l'enceinte ferroviaire souterraine présente pour l'ensemble des polluants étudiés des émissions internes qui se surimposent aux apports de contaminants par la ventilation. Les axes de trafic routier et les enceintes ferroviaires souterraines font donc partie des sites contaminés en polluants organiques persistants contribuant à maintenir un bruit de fond de la contamination de l'air ambiant.

3. Caractérisation des activités de traitement des déchets (liquides et solides)

3.1 Station d'épuration des eaux usées de Briis-sous-Forges

Les études effectuées dans des filières classiques d'épuration d'eaux usées urbaines ont montré que les bilans entrée/sortie des PCB différaient jusqu'à environ 15 % (**Granier et al., 1988**), alors que ces derniers sont résistants à la biodégradation par les boues activées (**Blanchard et al., 2001**). Dans ce contexte, leurs possibilités de volatilisation et celles d'autres COSV ont été étudiées dans une unité ne comportant qu'un seul type de filière et se trouvant éloignée de toutes autres activités émettrices connues. Compte tenu des contraintes techniques inhérentes aux possibilités de raccordement électrique, de représentativité d'un

préleveur dynamique par rapport à l'ensemble du site, le compromis a été de placer l'appareil à l'extérieur, au centre de l'infrastructure d'épuration des eaux en surplomb du bassin de la zone d'aération à une hauteur de 4 mètres, et d'établir un réseau de capteurs passifs implanté sur les zones d'activité du site et au centre de la commune voisine, afin de pouvoir hiérarchiser l'importance relative des zones potentielles d'émission dans l'air (traitement biologique, traitement des odeurs et stockage des boues).

3.1.1 Caractérisation de la contamination au sein des matrices eaux usées et boues

a) Eaux brutes et eaux épurées de la STEP

La directive cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 a fixé comme objectif l'atteinte d'un bon état écologique des eaux en 2015, en réduisant progressivement les rejets, les émissions ou pertes pour les substances prioritaires et de supprimer d'ici à 2021, les rejets de substances prioritaires dangereuses. Or certaines des molécules étudiées ici sont des substances prioritaires de la DCE.

Les concentrations moyennes pour les 4 familles de contaminants obtenues dans les eaux usées en entrée et sortie de STEP sont présentées dans le tableau 49. Les données complètes pour les différents composés sont présentées en **Annexe L**.

Date	Eaux entrée de STEP (µg/L)						Eaux sortie de STEP (µg/L)					
	Σ 8 Phtalates	Σ 15 HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB	PeCB	HCB	Σ 8 Phtalates	Σ 15 HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB	PeCB	HCB
13 02 13	3,03	0,37	0,034	0,014	1,0.10 ⁻⁴	2,0.10 ⁻⁴	0,41	0,010	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
01 03 13	13,34	0,23	0,019	0,008	1,0.10 ⁻⁴	4,0.10 ⁻⁴	0,78	0,014	<LQ	8,0.10 ⁻⁴	<LQ	<LQ
15 03 13	10,82	0,29	0,036	0,007	<LQ	2,0.10 ⁻⁴	0,69	0,010	<LQ	5,0.10 ⁻⁴	<LQ	<LQ
26 03 13	5,02	0,46	0,048	0,008	1,0.10 ⁻⁴	4,0.10 ⁻⁴	0,36	0,013	2,9.10 ⁻⁴	<LQ	<LQ	<LQ
18 04 13	10,16	0,33	0,038	0,007	<LQ	2,0.10 ⁻⁴	0,44	0,010	6,4.10 ⁻⁴	3,0.10 ⁻⁴	<LQ	<LQ
06 06 13	8,68	0,60	0,215	0,007	1,0.10 ⁻⁴	4,0.10 ⁻⁴	0,47	0,017	3,1.10 ⁻⁴	1,0.10 ⁻³	<LQ	<LQ
17 06 13	3,60	0,28	0,024	0,008	1,0.10 ⁻⁴	3,0.10 ⁻⁴	0,20	0,010	1,2.10 ⁻⁴	1,0.10 ⁻³	<LQ	<LQ
03 07 13	16,55	0,23	0,074	0,006	<LQ	3,0.10 ⁻⁴	0,72	0,008	1,0.10 ⁻⁴	2,0.10 ⁻⁴	<LQ	1,0.10 ⁻⁴
18 07 13	11,99	0,25	0,027	0,014	1,0.10 ⁻⁴	4,0.10 ⁻⁴	0,48	0,007	4,6.10 ⁻⁴	3,0.10 ⁻³	<LQ	1,0.10 ⁻⁴
Moyenne Hiver 2013	8,47	0,34	0,035	0,009	1,0.10⁻⁴	3,0.10⁻⁴	0,54	0,011	2,1.10⁻⁴	3,0.10⁻⁴	<LQ	<LQ
Moyenne Été 2013	10,2	0,34	0,085	0,009	1,0.10⁻⁴	4,0.10⁻⁴	0,47	0,010	2,5.10⁻⁴	1,0.10⁻³	<LQ	<LQ

Tableau 49: Concentrations des 4 familles de composés pour les entrées et sorties d'eaux usées en hiver et en été 2013 sur la STEP de Briis-sous-Forges

L'efficacité de la STEP sur la réduction de la pollution pour ces familles de composés est bien démontrée d'après le tableau 49 pour les différents COSV. En effet, une réduction de la contamination des eaux usées d'environ 90% est observée pour les phtalates, de 95% pour les HAP, d'environ 80% pour les composés organochlorés.

- Les phtalates

Les concentrations en phtalates dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP sont présentés en figure 47.

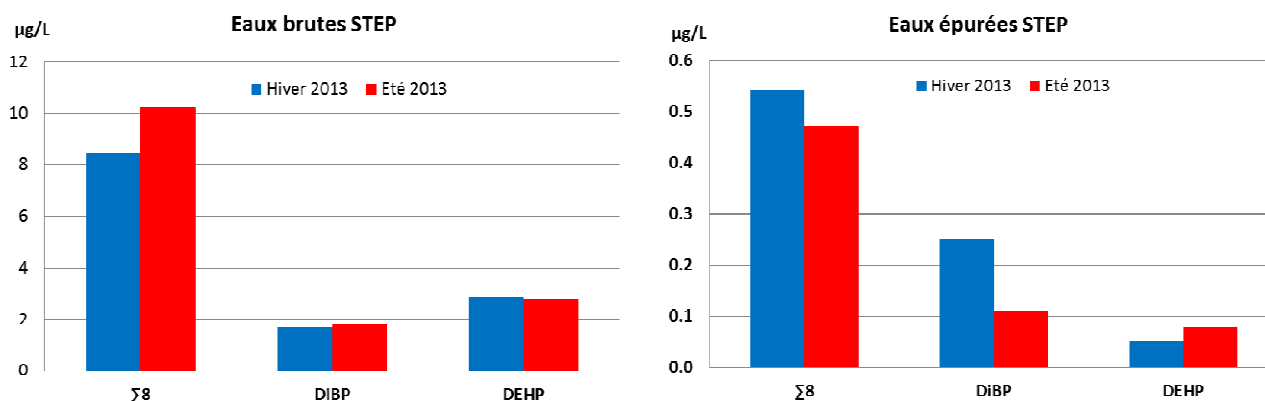


Figure 47: Graphique des concentrations moyennes en phtalates pour la saison hiver et été 2013 pour les eaux d'entrée et de sortie de la STEP de Briis-sous-Forges

Les concentrations en phtalates dans les eaux d'entrée de STEP sont comprises entre 8,47 µg/L en hiver et 10,2 µg/L en été. Les concentrations dans les eaux de sortie de STEP sont comprises entre 0,54 µg/L en hiver et 0,47 µg/L en été. La filière d'épuration de cette STEP, comme celles étudiées antérieurement, permet une bonne élimination des phtalates entrant (Dargnat et al., 2009; Clara et al., 2010).

La variabilité saisonnière se traduit par des concentrations plus élevées dans les eaux d'entrée de STEP en été, avec des concentrations dans les eaux de sortie qui sont plus faibles en été (Figure 47). Ceci peut être expliqué par une meilleure efficacité de dégradation des phtalates par les micro-organismes dans les bassins d'aération, ainsi qu'une plus forte élimination par volatilisation passive liée à l'augmentation de la température.

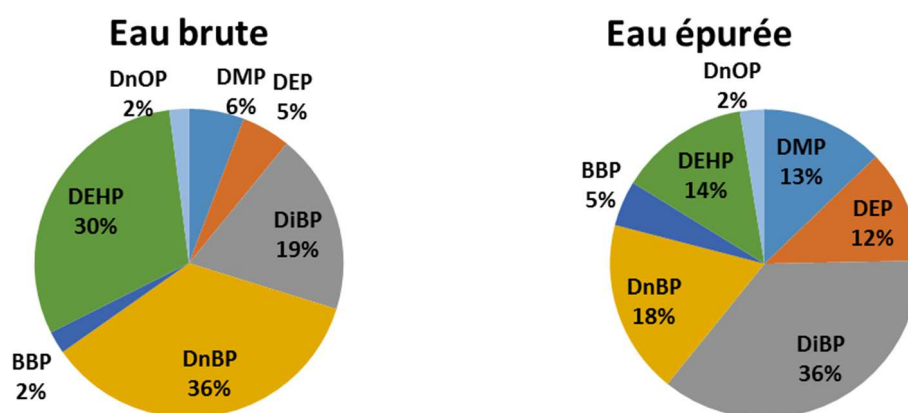


Figure 48: Profils moléculaires en phtalates pour l'eau brute et l'eau épurée de la STEP de Briis-sous-Forges

L'étude des profils moléculaires pour les phtalates montre des différences entre l'eau brute et l'eau épurée. Le DnBP (36%) et le DEHP sont les composés majoritaires dans les eaux brutes, tandis que ce sont le DiBP (36%) et le DnBP qui sont majoritaires dans les eaux de sortie de STEP. Dans les publications rapportées par la littérature scientifique, le DEHP est le composé majoritaire dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP, ce qui n'est pas le cas ici (**Dargnat et al., 2009; Fauser et al., 2003; Clara et al., 2010; Gao et al., 2014**).

- Les HAP

Les HAP majoritairement détectés dans les eaux sont des composés tétracycliques (fluoranthène et pyrène) et pentacycliques (benzofluoranthènes et benzopyrènes), qui possèdent une forte affinité avec les matières particulaires. Ils sont émis au cours de processus de combustion à haute température (origine pyrolytique et/ou fuites de produits pétroliers).

Les concentrations en HAP dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP sont présentées en figure 49.

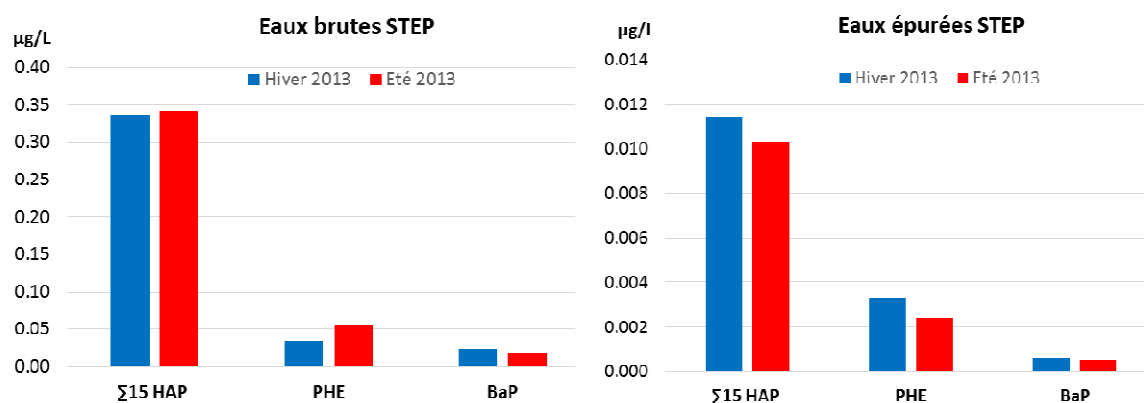


Figure 49: Graphique des concentrations moyennes en HAP pour la saison hiver et été 2013 pour les eaux d'entrée et de sortie de la STEP de Briis-sous-Forges

Les concentrations en HAP dans les eaux usées de la STEP de Briis-sous-Forges sont inférieures aux valeurs recommandées par la DCE ($\Sigma 16 \text{ HAP} < 1 \mu\text{g/L}$). En effet, les concentrations sont d'environ 0,34 $\mu\text{g/L}$ dans les eaux brutes (entrée) et d'environ 0,011 $\mu\text{g/L}$ dans les eaux épurées (sortie). Ces valeurs sont inférieures à celles présentées dans la littérature, avec des concentrations dans les eaux usées brutes allant de 0,2 $\mu\text{g/L}$ à 1,0 $\mu\text{g/L}$ pour les stations de Noisy-le-Grand et de Valenton (**Teil et al., 1999**). Ceci peut être expliqué par l'éloignement de la station de Briis-sous-Forges de zones fortement urbanisées et de zones industrielles par rapport à celle étudiée par Teil et al., l'essentiel de la contamination étant apportée par les zones de faible densité de population. Le rendement d'élimination de la STEP de Briis-sous-Forges est donc très efficace en ce qui concerne les HAP avec un rendement

moyen de 94 %. Les HAP lourds ont tendance à se fixer sur les particules et sont alors éliminés par les différents processus de décantation. Les autres HAP peuvent quant à eux être éliminés par biodégradation aérobie ou par stripping au niveau des bassins d'aération de la STEP. Ces composés étant semi-volatils, ils peuvent être volatilisés par le bullage d'air injecté dans le bassin d'aération ou par échange gazeux au niveau de l'interface liquide-gaz des bassins.

La variabilité saisonnière est faible pour les HAP dans les eaux d'entrée de STEP (Figure 49). De même que pour les phtalates, on constate que les concentrations en HAP dans les eaux épurées sont plus faibles en saison estivale, ceci pouvant aussi s'expliquer par une meilleure biodégradation des HAP dans les bassins.

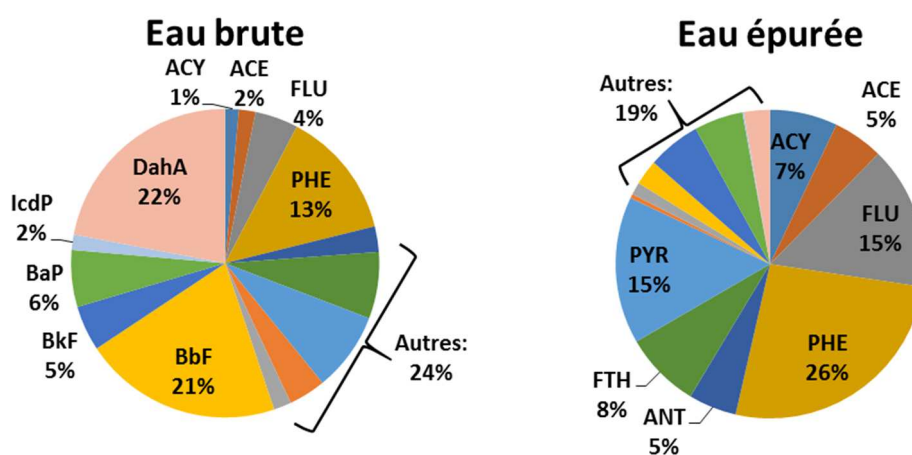


Figure 50: Profils moléculaires en HAP pour l'eau brute et l'eau épurée de la STEP de Briis-sous-Forges

L'étude des profils moléculaires pour les HAP montre comme pour les phtalates des différences entre l'eau brute et l'eau épurée (Figure 50). Le DahA (22%), le BbF (21%) et le PHE (13%) sont les composés majoritaires dans les eaux brutes, tandis que ce sont le PHE (26%), le PYR et le FLU (15%) qui dominent dans les eaux de sortie de STEP. Les HAP les plus légers sont majoritaires dans la fraction épurée des eaux de STEP, puisque ce sont les plus solubles (solubilité dans l'eau à 25 °C > 1 mg/L) et malgré qu'ils soient plus volatils et plus faiblement biodégradables. Les HAP les plus lourds ne représentant que 10 à 30% de la pollution des eaux de la STEP, sont retrouvés dans les boues.

- Les PBDE

Les PBDE sont retrouvés dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP à des concentrations très inférieures à celles des phtalates et des HAP. Les concentrations en PBDE dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP sont présentées en figure 51.

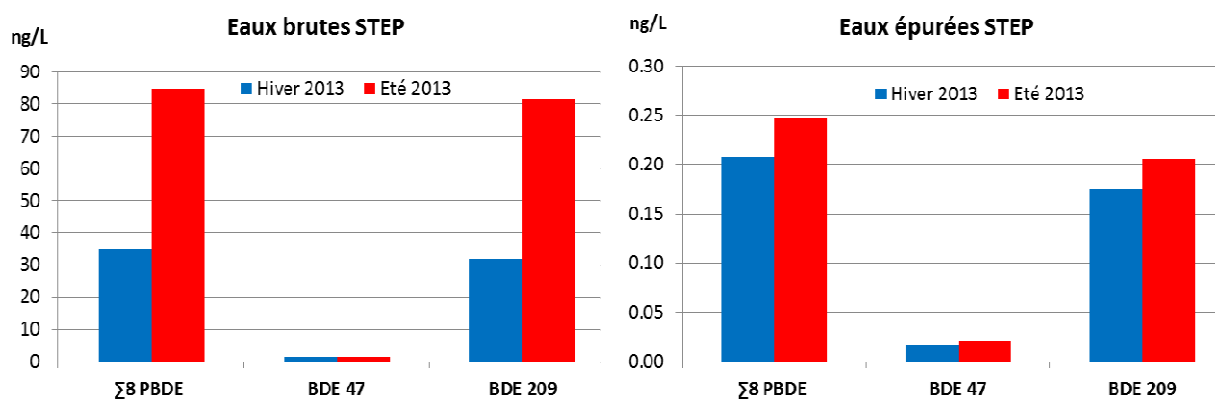


Figure 51: Graphique des concentrations moyennes en PBDE pour la saison hiver et été 2013 pour les eaux d'entrée et de sortie de la STEP de Briis-sous-Forges

Les concentrations en PBDE dans les eaux d'entrée de STEP demeurent comprises entre 35,1 ng/L en hiver et 84,9 ng/L en été. Les concentrations dans les eaux de sortie de STEP sont plus homogènes soit 0,21 ng/L en hiver et 0,25 ng/L en été. La filière d'épuration de la STEP permet également une très élimination des PBDE en sortie de STEP (Teil et al., 2006; Tlili et al., 2012). Ceci peut être expliqué par le fait qu'aujourd'hui seulement le BDE-209 est encore ubiquiste dans l'environnement (99% de la contamination des eaux de STEP). Celui-ci étant un composé lourd, il se fixera préférentiellement sur les particules et sera faiblement éliminé avec les boues de STEP.

- Les organochlorés

Les composés organochlorés sont aussi quantifiés dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP en bien plus faibles concentrations que celles des phtalates et des HAP. Les concentrations en PBDE dans les eaux d'entrée et de sortie de STEP sont présentées en figure 52.

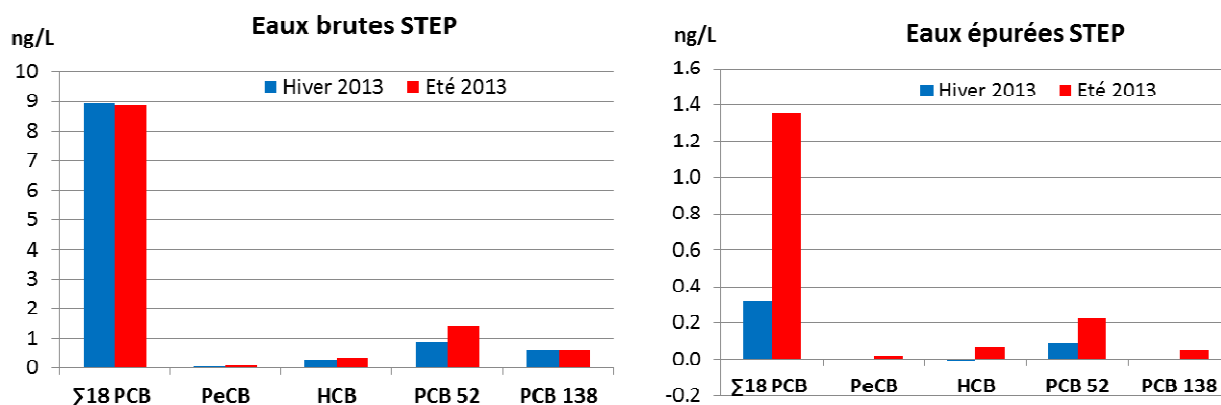


Figure 52: Graphique des concentrations moyennes en organochlorés (PCB, PeCB et HCB) pour la saison hiver et été 2013 pour les eaux d'entrée et de sortie de la STEP de Briis-sous-Forges

En l'absence d'apport d'eaux pluviales, les concentrations en PCB dans les eaux d'entrée de STEP sont similaires en hiver et en été (8,9 ng/L). Les concentrations dans les eaux de sortie de STEP sont comprises entre 0,32 ng/L en hiver et 1,36 ng/L en été. Les concentrations en PeCB dans les eaux d'entrée de STEP sont très inférieures aux PCB et sont comprises entre 0,06 ng/L en hiver et 0,09 ng/L en été, le PeCB n'est pas toujours détecté dans les eaux épurées. Les concentrations en HCB dans les eaux d'entrée de STEP sont comprises entre 0,26 ng/L en hiver et 0,35 ng/L en été, et les concentrations dans les eaux épurées sont < LQ en hiver et de 0,06 ng/L en été. Ces valeurs sont relativement élevées, mais peu d'articles scientifiques dans la littérature permettent de comparer ces résultats (Ollivon et al., 1999). La filière d'épuration de la STEP permet aussi une bonne élimination des PCB, PeCB et HCB en sortie de STEP.

b) Les boues liquides et boues conditionnées pour l'épandage de STEP

Les caractéristiques physico-chimiques des contaminants (en particulier avec le log K_{ow}) permettent de prédire leur devenir physique, c'est-à-dire leur tendance à l'adsorption sur les particules et leur biodisponibilité future. Ainsi les composés ayant des log K_{ow} élevé et un poids moléculaire plus élevé, auront tendance à se fixer plus facilement sur les boues, que dans les eaux épurés, c'est le cas de composés comme le DEHP, le BaP, le BDE 209 et le PCB 180. Le tableau 50 montre les teneurs obtenues dans les boues liquides de STEP avant traitement dans les jardins filtrants pour les 4 familles de composés pour la saison hivernale et la saison estivale. Les données complètes sont présentées en **Annexe M**.

Date	Boues liquides (µg/g)					
	Σ 8 Phtalates	Σ 15HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB	PeCB	HCB
13 02 13	11,2	0,82	0,17	0,04	5,0.10 ⁻⁵	3,4.10 ⁻⁴
01 03 13	12,3	1,31	0,24	0,03	9,0.10 ⁻⁵	5,1.10 ⁻⁴
15 03 13	15,5	0,87	0,15	0,03	1,0.10 ⁻⁵	2,6.10 ⁻⁴
26 03 13	5,0	0,95	0,09	0,03	4,0.10 ⁻⁵	3,9.10 ⁻⁴
06 06 13	6,3	0,93	0,17	0,01	7,0.10 ⁻⁵	3,0.10 ⁻⁴
17 06 13	5,6	0,95	0,10	0,02	7,0.10 ⁻⁵	2,7.10 ⁻⁴
03 07 13	4,0	0,93	0,12	0,02	6,0.10 ⁻⁵	2,4.10 ⁻⁴
Moyenne Hiver 2013	11,0	0,99	0,16	0,03	5,0.10⁻⁵	3,8.10⁻⁴
Moyenne Été 2013	5,3	0,94	0,13	0,02	7,0.10⁻⁵	2,7.10⁻⁴

Tableau 50: Teneurs des familles de composés pour boues liquides en hiver et en été 2013 sur la STEP de Briis-sous-Forges

Tous les composés (hormis le PeCB, qui est un composé faiblement présent, dégradable et volatil) ont été détectés dans les échantillons de boues liquides récoltées. Une hiérarchisation

similaire aux eaux d'entrée et de sortie de STEP est observée pour les boues liquides. Les teneurs moyennes dans les boues liquides sont comprises pour les phtalates entre 5,3 et 11,0 $\mu\text{g/g}$, pour les HAP entre 0,94 et 0,99 $\mu\text{g/g}$, pour les PBDE entre 0,13 et 0,16 $\mu\text{g/g}$, et entre 0,02 et 0,03 $\mu\text{g/g}$ pour les PCB. Ces valeurs sont comparables avec celle de la littérature pour les phtalates (Dargnat et al., 2009; Blanchard et al., 2009; Tan et al., 2007), pour les HAP (Blanchard et al., 2009; Cai et al., 2007), pour les PBDE (Blanchard et al., 2009; Wang et al., 2007; Clarke et al., 2008) et pour les PCB (Guo et al., 2009). Le profil de répartition des composés dans les boues liquides a montré une prédominance du DEHP pour les phtalates, du phénanthrène pour les HAP, du BDE-209 pour les PBDE, et du PCB 118. Ces valeurs sont situées en dessous des teneurs rapportées dans la littérature (Dargnat et al., 2009; Cai et al., 2007; Law et al., 2006; Guo et al., 2009), cependant ces études ont été réalisées pour la plupart sur des stations d'épuration, dont l'ampleur de la zone drainée et la filière de traitement sont plus élevées que celle de notre cas d'étude.

Une analyse de la contamination des boues d'épandage de STEP stockées pendant 5 années dans les jardins filtrants, est présentée en tableau 51.

Date	Boues d'épandage après 5 ans dans les jardins filtrants ($\mu\text{g/g}$)					
	Σ 8 Phtalates	Σ 15HAP	Σ 8 PBDE	Σ 18 PCB	PeCB	HCB
04 12 14	2,2	0,74	0,10	0,06	$1,8.10^{-4}$	$4,9.10^{-4}$

Tableau 51: Teneurs des familles de composés pour boues d'épandage (stockées pendant 5 ans dans les jardins filtrants) de la STEP de Briis-sous-Forges

Les teneurs indiquées au tableau 51 confirment la hiérarchie de l'abondance des composés précédemment déterminée dans les eaux usées. Il faut noter que les teneurs obtenues dans ces boues pour les différentes familles de composés sont en-deçà des normes pour l'épandage agricole préconisées par l'Union Européenne. Ces normes en poids sec (PS) sont de : 100 $\mu\text{g/g}$ pour le DEHP (en projet), 2500 $\mu\text{g/kg}$ pour le BaP, 2000 $\mu\text{g/kg}$ pour le BbF, 5000 $\mu\text{g/kg}$ pour le FTH et 0,8 $\mu\text{g/g}$ pour les 7 PCB indicateurs.

La figure 53 présente les teneurs des différentes familles de composés dans les boues liquides et les boues d'épandage pour la STEP de Briis-sous-Forges. Ce graphique permet d'estimer le taux de diminution des contaminants exposés à l'air ambiant dans les jardins filtrants.

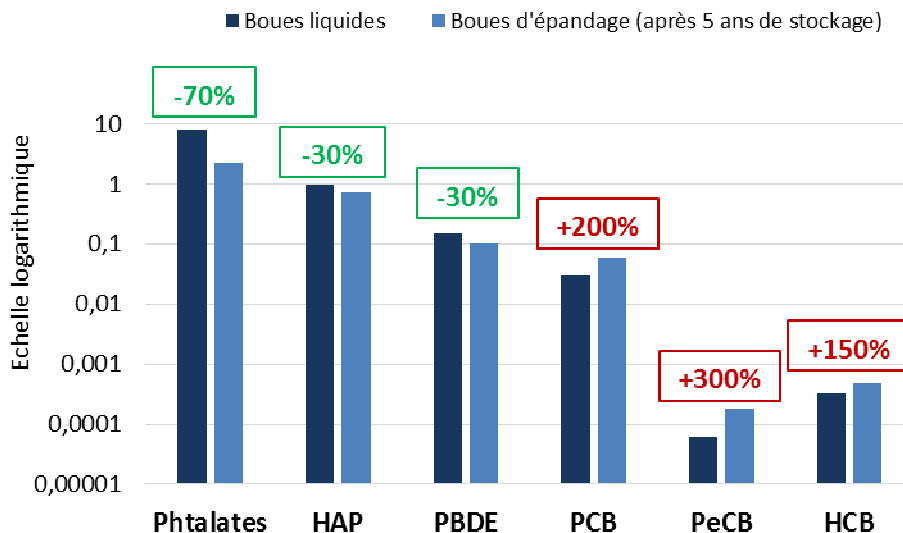


Figure 53: Teneurs des familles de composés dans les boues liquides et les boues d'épandage de la STEP, et présentant les taux de diminution (-) et d'augmentation (+)

Le graphique de la figure 53 permet d'estimer des taux de diminution d'environ 70% des phtalates, et d'environ 30% des HAP et des PBDE dans les jardins filtrants après 5 années. Cette diminution provient majoritairement de la dégradation (biodégradation) des contaminants au sein des jardins filtrants, mais aussi probablement pour une petite partie de la volatilisation passive avec la dessiccation. La figure 54 montre l'évolution des PBDE avant et après années de séchage sur lit de roseaux.

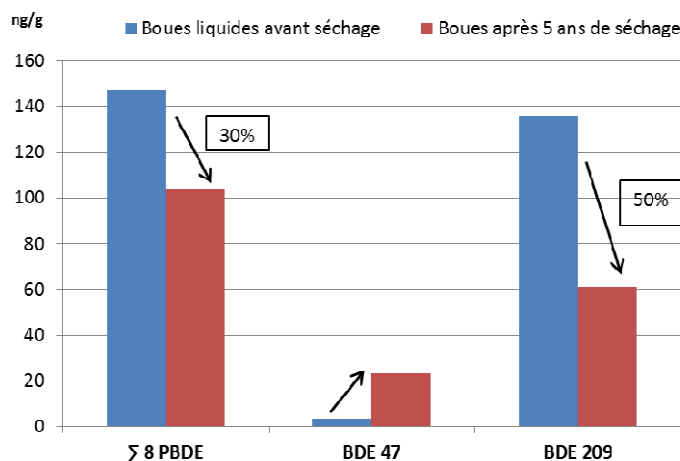


Figure 54: Teneurs des PBDE dans les boues liquides et sèches de la STEP de Briis-sous-Forges

Lors du séchage, on peut observer une augmentation de la concentration des PBDE de faible poids moléculaire (BDE 47) dans les boues, tandis que les PBDE de haut poids moléculaire (BDE 209) probablement davantage transformés en congénères de plus faible poids moléculaire par biodégradation, qu'éliminés par volatilisation passive.

Les composés organochlorés (PCB, PeCB et HCB) présentent quant à eux une augmentation des teneurs dans les boues d'épandage après 5 ans de séchage. L'augmentation concerne surtout des composés « légers » pouvant être issus de la biodégradation de composés « lourds ». Ce bilan peut surtout s'expliquer par la réduction de matière due à la dégradation de la matière organique. Ce dernier processus avait déjà été mis en évidence dans la littérature pour le cas d'une accumulation des PCB de faible poids moléculaire pendant le compostage (Brändli et al., 2007).

3.1.2 Caractérisation générale des niveaux de contamination pour la matrice atmosphérique

Les prélèvements actifs sur le site de la STEP ont été réalisés au cours de deux périodes thermiquement contrastées. En saison froide, ils se sont déroulés de mars à avril 2013 (6,4°C), et ceux d'été ont eu lieu de juin à juillet 2013 (16,7°C). L'ensemble des résultats pour les concentrations en phase gazeuse et en phase particulaire a été reporté par famille chimique et par composé individuel et organochlorés dans l'Annexe J.

Les concentrations obtenues par famille de composés, pour les phases gazeuse et particulaire, et par période d'échantillonnage pour le site de la STEP sont présentées dans le tableau 52.

Date	Phase gazeuse (ng/m ³)				Phase particulaire (ng/m ³)			
	Σ 8Phtalates	Σ 15HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB + PeCB+ HCB	Σ 8Phtalates	Σ 15HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB + PeCB+ HCB
01/03/13 au 15/03/13	34,2	15,69	0,008	0,824	16,53	6,16	0,037	0,064
15/03/13 au 29/03/13	26,93	10,13	0,006	0,572	13,11	10,29	0,006	0,012
04/04/13 au 18/04/13	19,51	11,9	0,013	0,938	14,92	8,49	0,002	0,025
07/06/13 au 17/06/13	90,09	12,6	0,007	1,597	73,75	3,15	0,055	0,02
17/06/13 au 03/07/13	90,41	13,2	0,009	2,22	63,04	18,25	0,03	0,03
03/07/13 au 18/07/13	96,24	21,78	0,021	1,391	61,34	4,74	0,01	0,017
Moyenne Hiver 2013	27,42	12,57	0,009	0,778	14,82	8,31	0,015	0,033
Moyenne Été 2013	92,69	15,86	0,01	1,736	66,04	8,7	0,03	0,022

Tableau 52: Concentrations des 4 familles de composés pour la phase gazeuse et de la phase particulaire en hiver et en été 2013 sur la STEP de Briis-sous-Forges

Les résultats montrent l'ubiquité de toutes les familles de composés recherchées en été comme en hiver sur le site de la STEP. Cette étude montre que la majorité de la contamination

de l'air par les COSV sur le site de la STEP ne résulte pas des composés organohalogénés, mais des phtalates et des HAP pour plus de 98 %. En effet, la concentration moyenne totale dans l'air pour les phtalates varie de 42 ng/m³ en hiver à 159 ng/m³ en été, et celle des HAP de 21 ng/m³ en hiver à 25 ng/m³ en été. Pour toutes les familles étudiées, les concentrations estivales sont supérieures aux concentrations hivernales. Cette tendance saisonnière montre l'importance de la volatilisation passive et révèle une augmentation des émissions à la surface des différentes zones de la STEP, notamment au niveau des bassins de l'unité d'épuration des eaux usées et des jardins filtrants (roselière). Une élévation du bruit de fond de la contamination ambiante de l'air peut également contribuer à cette évolution temporelle. L'évolution des conditions environnementales sur la période d'étude est en accord avec cette évolution temporelle. Les températures moyennes extérieures sur le site de la STEP durant les périodes de prélèvement n'étaient que de 6,4 °C en période froide et de 16,7 °C en période chaude. Celles des bassins d'aération ont également varié mais dans une moindre proportion de 10,9 à 17°C. L'humidité relative de l'air extérieur au droit de l'installation étant par contre relativement constante, soit de 76,8 % en hiver et de 76,2 % en été.

Les représentations « radars » des vents, réalisées au cours des deux épisodes climatiques en 2013 montrent des vents dominants de secteur nord-est et sud-ouest en hiver, et majoritairement de secteur nord/nord-est en été (Figure 55). Durant ces deux périodes d'observation, leurs vitesses ont respectivement varié jusqu'à 11,1 m/s (moyenne 3,9 m/s) et jusqu'à 9,7 m/s (moyenne 3,3 m/s), soit des facteurs de dispersion plus important durant la période de mesure hivernale.

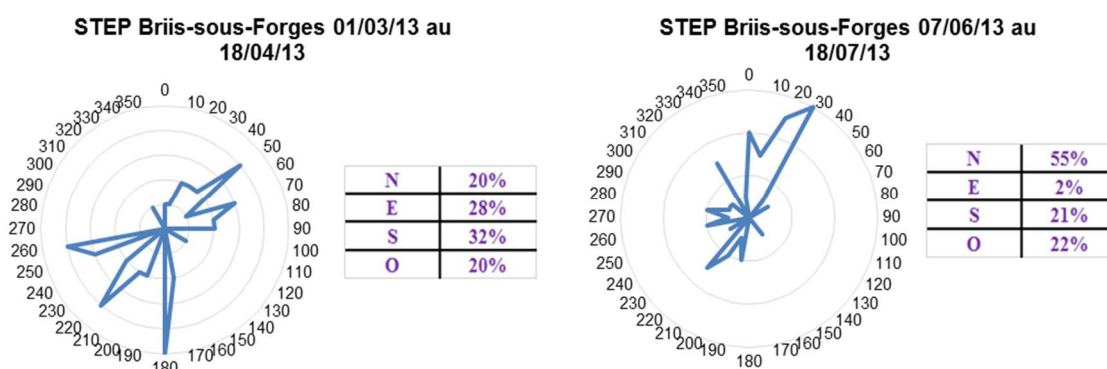


Figure 55: Direction des vents sur le secteur de la STEP au cours des deux périodes d'étude de 2013

3.1.3 Caractérisation des spectres en contaminants et d'émissions en relation avec les activités d'épuration des eaux usées (prélèvement dynamique)

- Les phtalates

Au travers de la diversité d'emplois des matières plastiques et notamment du PVC, les phtalates sont ubiquistes dans les matrices environnementales et dans l'air, où ils sont majoritairement présents à l'état gazeux en hiver comme en été (Tableau 53). Leur répartition entre la phase gazeuse et la phase particulaire étant liée à la pression de vapeur individuelle des composés, les plus légers d'entre eux comme le DMP, le DEP et le DiBP (PV : $1,3 \cdot 10^{-3}$ Pa) sont majoritairement présents dans la phase gazeuse, tandis que les composés les moins volatils tel le DEHP (PV : $1,3 \cdot 10^{-5}$ Pa) seront répartis comme ici entre les deux phases.

	Concentration moyenne hiver 2013 (ng/m ³)						Concentration moyenne été 2013 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
DMP	1,33	95,0	0,07	1,4	0,25	0,12	1,5	98,7	0,02	1,52	0,65	0,17
DEP	0,4	67,8	0,19	0,59	4,13	0,22	0,92	84,4	0,17	1,09	8,29	0,57
DiBP	2,29	66,2	1,17	3,46	8,3	0,62	3,69	65,0	1,99	5,68	15,37	1,43
DnBP	1,07	58,5	0,76	1,83	4,84	0,91	1,46	62,9	0,86	2,32	6,23	1,93
BBP	0,41	89,1	0,05	0,46	0,24	0,03	3,55	97,0	0,12	3,66	0,34	0,1
DEHP	21	62,9	12,39	33,39	10,83	0,78	80,71	56,3	62,61	143,31	21,39	2,8
DnOP	0,11	73,3	0,04	0,15	< LQ	< LQ	0,2	83,3	0,05	0,24	0,01	0,02
DiNP	0,81	84,4	0,15	0,96	2,26	0,01	0,67	75,3	0,22	0,89	1,54	0,09
Σ 8 Phtalates	27,42		14,82	42,24	28,6	2,69	92,69		66,04	158,74	52,27	7,1

Tableau 53: Concentrations moyennes des phtalates dans l'air sur la STEP et le site de Boissy-le-Châtel en hiver et été 2013

Le DEHP est le composé majoritaire dans tous les échantillons d'air, ainsi que dans les eaux usées et les matrices environnementales précédemment étudiées (Figure 56). Ceci a déjà été observé par Dargnat (2008). Sur ce site, le DEHP prédomine également, suivi par le DiBP dans l'air comme dans les eaux usées analysées (cf partie 3.1.4). Cependant, si les concentrations en DEHP et DiBP dans les eaux usées sont du même ordre de grandeur, 2 900 et 1 500 ng/L, il n'en est plus de même dans l'air avec des valeurs moyennes respectivement de 88 et 2,8 ng/m³, soit une différence sur l'ensemble de la période d'étude de l'ordre d'un facteur 30. Cette différence est parfaitement en accord avec l'aptitude plus importante du DEHP à se volatiliser à partir d'un liquide, la valeur de sa constante de Henry étant de $1,7 \cdot 10^{-5}$ atm.m³.mol⁻¹, contre $8,8 \cdot 10^{-7}$ pour celle du DiBP.

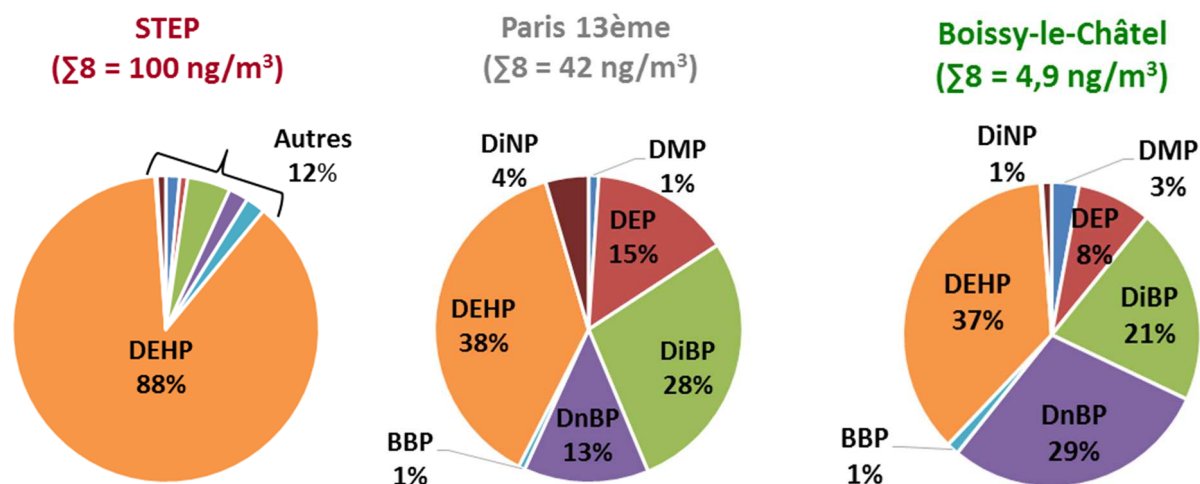


Figure 56: Profils moléculaires en phtalates sur le site de la STEP, de Paris 13ème et de Boissy-le-Châtel

La contamination en phtalates est plus élevée en été (159 ng/m^3) qu'en hiver (42 ng/m^3), avec une prédominance de la phase gazeuse pour les deux saisons. Ceci est conforme avec les données publiées dans la littérature scientifique (**Rudel et al., 2003; Rakkestad et al., 2007; Rudel & Perovich, 2009**), Ces composés ayant une volatilité relativement élevée, l'augmentation de la température en été favorise l'importance de leurs émissions. Cela d'autant plus que leur concentration totale dans les eaux usées est plus élevée d'environ 20 % en période chaude (cf partie 3.1.4). Ces composés peuvent être émis, d'une part, en mode dynamique par leur entrainement gazeux (« stripping ») par insufflation d'air comprimé dans le bassin d'aération, et d'autre part, en mode passif par déplacement des concentrations à l'équilibre, à l'interface air/eau du bassin, ou de celui des jardins filtrants où sont stockées les boues liquides extraites.

En comparaison les concentrations déterminées sur le site de référence en habitat rural de Boissy-le-Châtel évoluent peu suivant les conditions thermiques, sans tendance saisonnière marquée. Par contre, au droit de la filière d'épuration les valeurs (en concentrations gazeuse + particulaire) sont en hiver et en été de 5 à 20 fois plus importantes que dans cette commune rurale (Figure 57). A noter que de telles différences ont pu être déterminées, bien que le milieu soit complètement ouvert. Il était en effet techniquement difficile de pouvoir mettre en place un dispositif de cloche au-dessus des bassins afin d'isoler l'atmosphère des mouvements d'air extérieurs. Ces données révèlent cependant la possibilité d'émissions surfaciques de phtalates, au droit des bassins d'aération et/ou d'autres zones telle que celle du stockage des boues en jardins filtrants.

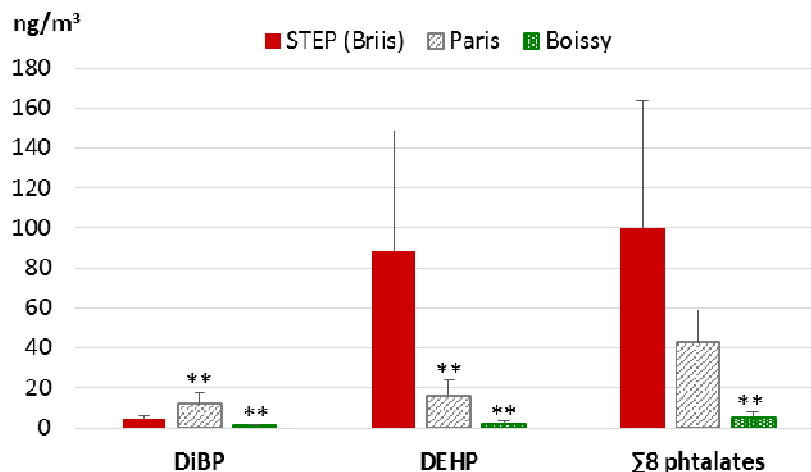


Figure 57: Concentrations moyennes totales en phtalates sur les sites de la STEP de Briis-sous-Forges en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la STEP par comparaison aux deux sites de référence (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Les activités liées à l'épuration des eaux usées, voire à l'assainissement dans son ensemble apparaissent constituer un vecteur indirect d'émission de phtalates dans l'air ambiant, en contribuant à l'entretien d'un bruit de fond permanent de la contamination de l'air en zone rurale. Ainsi, les rendements d'épuration des phtalates dans les eaux usées qui atteignent 73 à 90 % pour ces composés (**Dargnat et al., 2009**), et près de 95% d'après nos analyses, ne résulteraient pas uniquement de leur dégradation ou de leur rétention sur les membranes filtrantes et les boues.

La comparaison des concentrations totales obtenues sur la STEP avec celles du centre urbain de Paris montrent que la concentration totale en phtalates dans l'air est également la plus élevée, en particulier en raison de celles en DEHP qui d'hiver en été sont de 3 à 7 fois plus importantes. Au contraire les composés minoritaires dans l'air de la STEP affichent des valeurs jusqu'à 10 fois inférieures aux valeurs urbaines.

- Les HAP

Les HAP représentent le deuxième groupe de contaminants par ordre d'importance. Bien que majoritairement émis dans l'environnement à partir des processus de combustion (trafic routier et chauffage domestique), ils peuvent l'être également à partir des lubrifiants et des revêtements à base de bitumes. D'après le tableau 54, les HAP les plus légers (anthracène, fluorène, phénanthrène,...) sont majoritairement émis en phase gazeuse, tandis que les HAP les plus lourds (BaP, benzo(a)pyrène, chrysène) sont surtout présents en phase particulaire. Ceci est cohérent avec les comportements rapportés par la littérature scientifique. Au droit des installations de la STEP, le composé majoritaire en phase gazeuse est un composé

relativement volatil, le phénanthrène qui présente une concentration de 5,35 ng/m³ en hiver et de 8,07 ng/m³ en été, tandis que le chrysène, un composé lourd est majoritaire en phase particulaire avec une concentration de 2,31 ng/m³ en hiver et de 2,06 ng/m³ en été. Le BaP quant à lui reste inférieur à 1ng/m³ en été et en hiver, ce qui correspond au respect de la valeur cible attendue par la réglementation française (décret 2010-1250) et européenne (directive 2004/107/CE) applicable depuis le 31 décembre 2012. En effet, ce composé est important à analyser, car il représente 40 % de la toxicité globale des HAP.

	Concentration moyenne hiver 2013 (ng/m ³)						Concentration moyenne été 2013 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
ACY	0,190	100,0	<LOQ	0,190	0,060	0,090	0,380	100,0	<LOQ	0,380	0,060	0,100
ACE	1,290	99,2	0,010	1,300	0,250	0,060	2,020	99,5	0,010	2,030	0,470	0,140
FLU	2,980	99,7	0,010	2,990	0,900	0,220	3,690	99,5	0,020	3,710	0,950	0,190
PHE	5,350	92,9	0,410	5,760	2,720	0,540	7,600	94,2	0,470	8,070	3,030	0,330
ANT	0,680	98,6	0,010	0,690	0,020	0,240	0,770	97,5	0,020	0,790	0,010	0,710
FTH	1,090	82,6	0,230	1,320	0,720	0,320	0,890	52,7	0,790	1,690	0,530	0,160
PYR	0,640	69,6	0,280	0,920	0,410	0,260	0,480	51,1	0,460	0,940	0,260	0,150
BaA	<LOQ	0,0	0,930	0,930	0,030	0,060	<LOQ	0,0	0,670	0,670	0,030	0,030
CHR	0,040	1,7	2,270	2,310	0,120	0,270	<LOQ	0,0	2,060	2,060	0,040	0,070
BbF	<LOQ	0,0	1,150	1,150	0,040	0,410	<LOQ	0,0	1,130	1,130	<LOQ	0,150
BkF	0,010	1,3	0,750	0,760	<LOQ	0,100	<LOQ	0,0	0,780	0,780	<LOQ	0,080
BaP	0,020	2,2	0,900	0,920	0,020	0,170	0,010	3,1	0,310	0,320	0,010	0,090
I(cd)P	0,020	4,0	0,480	0,500	<LOQ	0,090	<LOQ	0,0	0,730	0,730	<LOQ	0,020
D(ah)A	0,030	7,7	0,360	0,390	0,010	0,020	0,010	2,3	0,430	0,430	0,010	0,010
B(ghi)P	0,020	3,6	0,530	0,550	<LOQ	0,090	0,010	1,2	0,810	0,820	<LOQ	0,020
Σ 15 HAP	12,570		8,310	20,880	6,81	2,940	15,860		8,700	24,560	5,410	2,250

Tableau 54: Concentrations moyennes des HAP dans l'air sur la STEP, de Paris 13ème et le site de Boissy en hiver et été 2013

D'après la littérature, les émissions de HAP sont plus élevées en saison froide avec le fonctionnement du chauffage urbain. Or ici, sur le site de la STEP, les concentrations obtenues pour la concentration (gazeuse + particulaire) en hiver (27 ng/m³) et en été (29 ng/m³) sont plutôt similaires. Ceci peut s'expliquer d'une part, par l'éloignement de la STEP de la plupart des zones d'émission par combustion telles que les habitations et les axes de trafic routier. D'autre part, l'augmentation des températures en été au niveau des bassins de traitement biologique et/ou de stockage des boues pourrait contribuer à renforcer le processus volatilisation passive des HAP légers et maintenir les concentrations estivales au niveau de celles déterminées en période froide. En fait, le niveau de contamination des eaux usées en

entrée est relativement peu variable. Dans ce contexte, une augmentation de l'entraînement gazeux à la surface des eaux par l'aération ou déplacement d'équilibre en période chaude serait peu importante pour ces composés.

La comparaison des concentrations obtenues par rapport à celles du site de référence rurale de Boissy, indique des valeurs de concentration (gazeuse + particulaire) 5 fois plus importante en hiver et 14 fois plus importante en été sur le site de la STEP (Figure 58). Ceci révèle que la station d'épuration de Briis-sous-Forges constituerait également un vecteur secondaire d'émission des HAP dans l'air ambiant par volatilisation passive, et contribuerait aussi à entretenir un bruit de fond de la contamination de l'air, même en absence d'émissions liées à des activités industrielles ou de trafic routier. Ces conclusions sont toutefois à considérer avec réserve car le nombre d'échantillon se limite à 6, bien qu'ils représentent deux périodes d'intégration des mesures sur une période de 6 semaines.

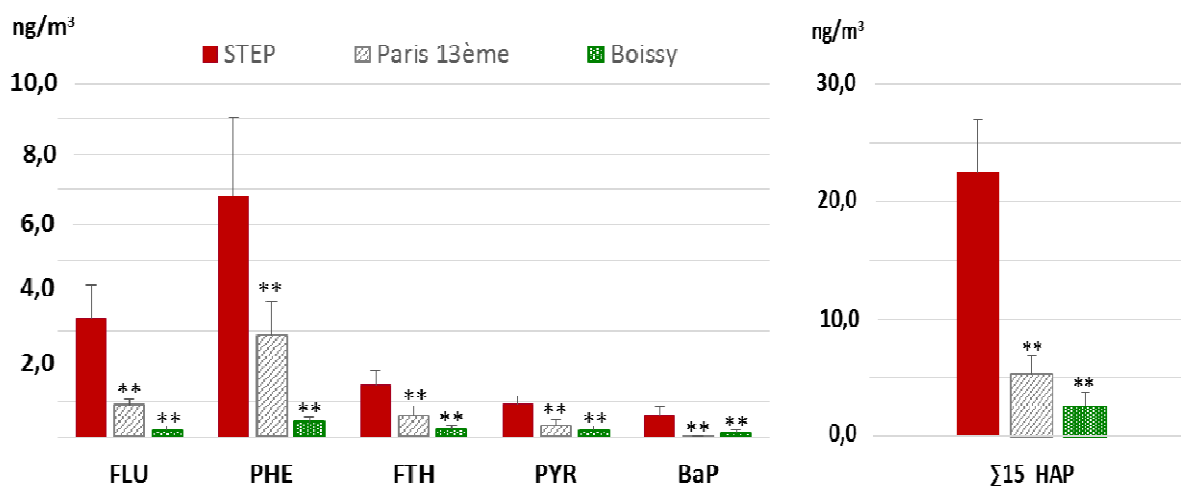


Figure 58: Concentrations moyennes totales en HAP sur les sites de la STEP de Briis-sous-Forges en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la STEP par comparaison aux deux sites de référence (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

La comparaison du site de la STEP avec celle de la référence en centre urbain dense est plus étonnante. Le niveau de contamination totale ($\Sigma 15$ HAP) hors processus de combustion reste en hiver comme en été, respectivement de 7 à 10 fois supérieures à celles de l'habitat rural de Boissy-le-Châtel et même de 3 à 5 fois plus élevées que les concentrations du bruit de fond urbain à Paris.

- Les PBDE

Les PBDE ont été employés comme retardateurs de flamme dans de nombreux produits industriels comme les matières plastiques et les équipements électroniques. Malgré leur

interdiction depuis 2001, et leur faible volatilité, ces composés sont toujours décelables dans l'air ambiant à des concentrations de l'ordre de quelques pg/m^3 . D'après le tableau 55, les concentrations en PBDE sont ici équivalentes à celle de la littérature soit de $0,02 \text{ ng}/\text{m}^3$ en hiver à $0,04 \text{ ng}/\text{m}^3$ en été. Comme pour les HAP, les PBDE les plus légers, tel le BDE 47, sont plutôt décelables dans la phase gazeuse tandis que les PBDE les plus lourds, comme le BDE 209, le sont dans la phase particulaire. Le BDE-209 restant le seul PBDE dont l'emploi est encore autorisé dans l'Union Européenne, est le seul composé toujours quantifiable en phase particulaire (entre $0,009 \text{ ng}/\text{m}^3$ en hiver et $0,02 \text{ ng}/\text{m}^3$ été), tandis que le BDE-47 l'est en phase gazeuse (entre $0,004 \text{ ng}/\text{m}^3$ en hiver et $0,005 \text{ ng}/\text{m}^3$ en été).

	Concentration moyenne hiver 2013 (ng/m^3)						Concentration moyenne été 2013 (ng/m^3)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
BDE 28	0,001	50,0	0,001	0,002	<LOQ	<LOQ	0,002	66,0	0,001	0,003	<LOQ	0,001
BDE 47	0,004	80,0	0,001	0,005	0,001	0,001	0,005	83,3	0,001	0,006	0,001	0,003
BDE 99	<LOQ	0,0	0,001	0,001	<LOQ	<LOQ	0,001	50,0	0,001	0,003	<LOQ	0,002
BDE 100	<LOQ	0,0	0,002	0,002	0,001	<LOQ	0,001	25,0	0,003	0,004	<LOQ	0,003
BDE 154	0,001	50,0	0,001	0,001	<LOQ	0,001	<LOQ	0,0	0,002	0,002	<LOQ	0,002
BDE 153	<LOQ	0,0	0,001	0,001	0,001	<LOQ	<LOQ	0,0	0,002	0,002	<LOQ	0,001
BDE 183	<LOQ	0,0	0,001	0,001	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,0	0,002	0,002	0,001	<LOQ
BDE 209	0,002	18,2	0,009	0,011	0,020	0,003	0,003	15,0	0,017	0,020	0,053	0,010
Σ^8 PBDE	0,008		0,016	0,024	0,024	0,007	0,012		0,030	0,042	0,056	0,022

Tableau 55: Concentrations moyennes des PBDE dans l'air sur la STEP, Paris 13ème et le site de Boissy en hiver et été 2013

Les concentrations en PBDE obtenues en saison estivale sont supérieures à celle de la saison hivernale. Cette variabilité saisonnière a déjà été observée dans la littérature scientifique (Gouin et al., 2006). En effet, une étude réalisée au Canada a montré que cette variabilité pouvait être observée aussi à l'échelle journalière en fonction de la température ambiante, la concentration en BDE-47 dans la phase gazeuse variant de $0,004$ à $0,010 \text{ ng}/\text{m}^3$.

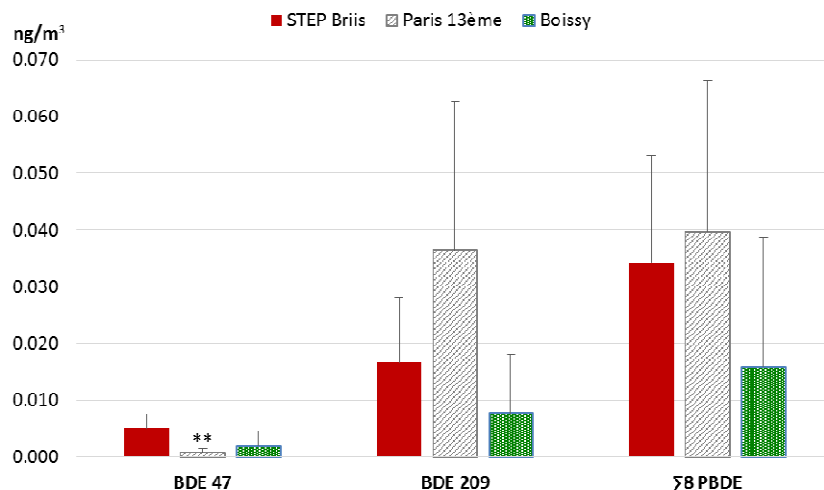


Figure 59: Concentrations moyennes totales en PBDE sur les sites de la STEP de Briis-sous-Forges en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la STEP par comparaison aux deux sites de référence (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Les niveaux de concentrations des PBDE semblent plutôt négligeables par rapport à ceux des HAP et des phtalates. Elles sont néanmoins en hiver comme en été, respectivement de 3 à 2 fois supérieures à celles de l'habitat rural de Boissy-le-Châtel. Par contre, elles diffèrent peu de celles du bruit de fond urbain à Paris ($0,024 \text{ ng/m}^3$) qui est similaire en hiver et un peu supérieure en été soit $0,056 \text{ ng/m}^3$, contre $0,040 \text{ ng/m}^3$ par la seule présence du BDE 209 (Figure 59). Les émissions de potentielles de PBDE apparaissent être négligeables dans le cadre des activités d'assainissement bien qu'ils soient toujours quantifiables dans les eaux usées avec une concentration totale de 35 ng/L en hiver à 85 ng/L en été.

- Les organochlorés

Malgré leur interdiction dans les systèmes ouverts en 1976, puis tous les équipements neufs en 1986, les PCB sont toujours présents dans les différents compartiments de l'environnement aujourd'hui. De même, les émissions d'HCB et de PeCB persistent toujours, ces chlorobenzènes étant soit des sous-produits de synthèse de produits chimiques, soit accidentellement émis lors de processus de combustion. Le PeCB, qui est par ailleurs un produit de dégradation de l'HCB, avait été utilisé comme ce dernier en tant que fongicide en traitement du bois et des cultures.

Les résultats présentés au tableau 56 et en **annexe J** montrent que les concentrations en HCB et même en PeCB devancent toujours celles en PCB. Les concentrations en HCB étant de $0,39 \text{ ng/m}^3$ en hiver et de $1,2 \text{ ng/m}^3$ en été, tandis que celle en PeCB sont du même ordre avec respectivement de $0,34$ et $0,42 \text{ ng/m}^3$. Le PeCB (PV : $2,2 \text{ Pa}$ à 25°C) et HCB (PV : $2,3 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}$ à 25°C) sont quasi exclusivement présents en phase gazeuse en hiver comme en été. Ces

deux chlorobenzènes présentent de faibles solubilités : 0,56 mg/L pour le PeCB et seulement 0,01 mg/L pour l’HCB. Par contre, leurs pressions de vapeur et leurs valeurs de constante H sont relativement élevées, avec respectivement $6 \cdot 10^{-4}$ et $7 \cdot 10^{-3} \text{ Atm.m}^{-3}\text{mol}^{-1}$, ce qui les rend particulièrement aptes à passer de la phase liquide à la phase gazeuse au cours des étapes d’épuration et à partir de boues liquides. Cette possibilité d’émission à partir des eaux usées figurait dans un document de l’INERIS (INERIS, 2011).

Les concentrations moyennes en PeCB et en HCB dans l’air au niveau de la STEP sont ainsi de 15 et 13 fois supérieures à celles déterminées en habitat rural. Paradoxalement, l’écart est encore sensiblement plus important avec Paris dont les concentrations respectives sont 40 et 20 fois plus faibles. Cette hiérarchie des concentrations avec celles des deux stations de référence peut surprendre au premier abord, mais l’est moins sachant que cette STEP traite également les eaux usées de la ville de Limours qui comporte une zone d’activité artisanale.

	Concentration moyenne hiver 2013 (ng/m ³)						Concentration moyenne été 2013 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total STEP	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
PeCB	0,3400	99,7	0,0010	0,3410	0,0060	0,0160	0,4170	99,8	0,0010	0,4180	0,0120	0,0320
HCB	0,3850	99,7	0,0010	0,3860	0,0350	0,0430	1,2030	99,9	0,0010	1,2040	0,0420	0,0750
PCB 28	0,0060	60,0	0,0030	0,0100	0,0110	0,0030	0,0160	88,9	0,0020	0,0180	0,0190	0,0080
PCB 52	0,0170	58,6	0,0110	0,0290	0,0370	0,0050	0,0380	82,6	0,0070	0,0460	0,0690	0,0190
PCB 101	0,0120	63,2	0,0070	0,0190	0,0220	0,0040	0,0300	88,2	0,0040	0,0340	0,0560	0,0150
PCB 118	<LOQ		<LOQ	<LOQ	0,0110	0,0020	<LOQ		<LOQ	<LOQ	0,0170	0,0080
PCB 153	0,0030	60,0	0,0010	0,0050	0,0070	0,0020	0,0100	100,0	<LOQ	0,0100	0,0150	0,0050
PCB 138	0,0040	66,7	0,0020	0,0060	0,0060	0,0020	0,0050	71,4	0,0010	0,0070	0,0110	0,0040
PCB 180	0,0020	66,7	0,0010	0,0030	0,0010	<LOQ	0,0040	80,0	0,0010	0,0050	0,0030	<LOQ
$\Sigma 7$ PCB _i	0,0420	0,0	0,0250	0,0660	0,0950	0,0180	0,1020	0,0	0,0170	0,1190	0,1890	0,0590
$\Sigma 18$	0,0530	0,0	0,0310	0,0850	0,1170	0,0230	0,1160	0,0	0,0200	0,1360	0,2420	0,0730

Tableau 56: Concentrations en PCB, PeCB et HCB dans l’air sur le site de la STEP, de Paris 13ème et de Boissy

D’après le tableau 56 et figure 60, la concentration totale en $\Sigma 18$ PCB sur le site de la STEP varie de 0,085 ng/m³ en hiver à 0,136 ng/m³ en été. La présence des PCB est majoritaire en phase gazeuse en hiver comme en été. Le PCB 52, un composé volatil (PV : $1,9 \cdot 10^{-2} \text{ Pa}$ à 25°C) est le principal composé. Il est essentiellement présent à l’état gazeux (concentrations de 0,029 ng/m³ en hiver et de 0,046 ng/m³ en été), les autres composés n’étant pas

quantifiables, ou seulement présents à des concentrations seulement de l'ordre de 0,001 à 0,034 ng/m³ (28,101, 110, 138, 180). Cette plage de valeurs exprimée en $\sum 18$ PCB est peu différente de celle en $\sum 7$ PCB_i (0,066 à 0,119 ng/m³). Par contre, la limite supérieure de cette dernière est inférieure à celles des concentrations obtenues en zone urbaine à Paris au début des années 2000, soit de 0,051 ng/m³ à 0,705 ng/m³ (Blanchard et al., 2006).

Avec des concentrations en période chaude supérieures à celle de la période froide, au niveau de la STEP comme dans d'autres milieux, l'évolution des concentrations en PCB dans l'air ambiant est principalement contrôlée par la température et leur volatilité.

La comparaison des concentrations (gazeuse + particulaire) obtenues par rapport à celles du site de référence rural de Boissy-le-Châtel, montre des valeurs 2 fois plus importante en hiver et en été sur le site de la STEP (Tableau 56). La station d'épuration de Briis-sous-Forges, étant située dans un environnement agricole, elle contribuerait également à une redistribution des PCB originaires de l'assainissement vers l'air ambiant à la périphérie des zones d'habitat. Cependant, sa contribution paraît plus restreinte que pour les autres COSV étudiés, car les concentrations moyennes en hiver et en été sur ce site restent de nos jours de 30 à 50 % de celles du milieu urbain dense de la station de référence parisienne. Il faut noter que le principal composé à Paris est également le PCB 52 à l'état gazeux malgré la contribution possible d'émissions par processus de combustion.

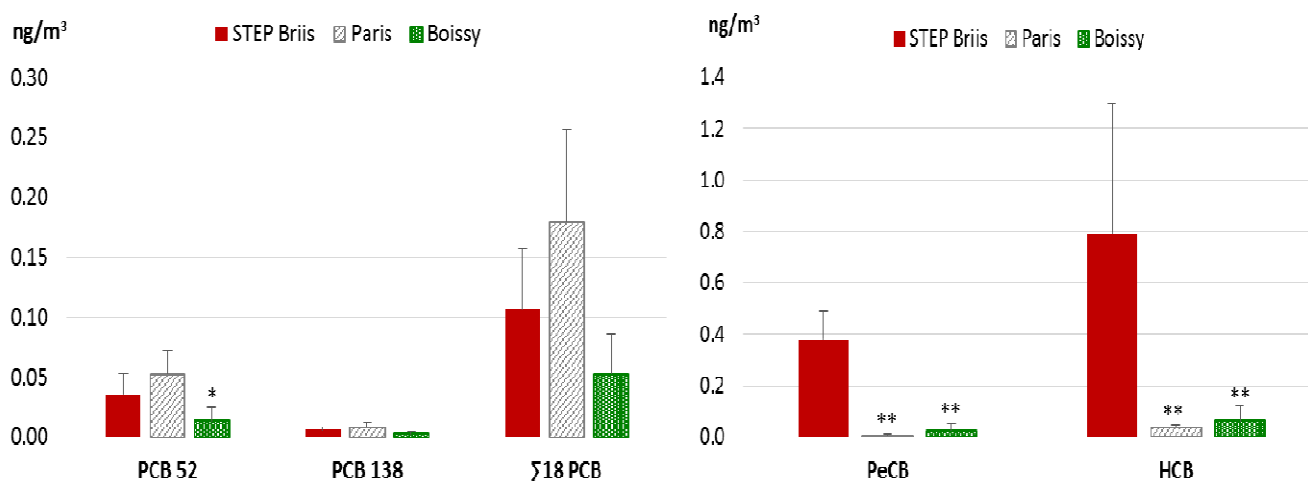


Figure 60: Concentrations moyennes totales en organochlorés (PCB, PeCB et HCB) sur les sites de la STEP de Briis-sous-Forges en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la STEP par comparaison aux deux sites de référence (* p<0,05 et ** p<0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

3.1.4 Recherche des zones d'émissions à partir d'un réseau de capteurs passifs

Afin de pouvoir identifier l'importance relative des filières eaux et boues dans les émissions de phtalates, HAP et composés halogénés, un réseau de six capteurs a été établi dont cinq mis en œuvre sur la STEP et un (M6) sur le parking de la Mairie de la commune de Briis-sous-Forges. Le rôle de ce dernier était de permettre de relativiser les émissions de l'activité d'épuration des eaux usées de cette commune et de la ville de Limours par rapport à celle du milieu urbain le plus proche. Pour mémoire, le réseau a été conçu avec les emplacements suivants.

- référence à l'entrée d'air extérieur du bâtiment de la filière eau (EB1)
- intérieur du bâtiment (IB2)
- au niveau supérieur du bâtiment à l'extérieur à proximité du bassin d'aération et du préleveur dynamique dans la partie ouverte du bâtiment (BA3)
- extérieur à la sortie du traitement des odeurs de l'air de la ventilation des locaux (TO4)
- le dernier étant implanté au niveau des jardins filtrants de stockage des boues (JF5)

Il faut, également rappeler que ces derniers n'ont pas la sensibilité et le même niveau de représentativité d'un prélèvement dynamique, vu que le piégeage des molécules est dépendant des conditions et des turbulences à leur voisinage (exposition au vent). Cependant, dans des conditions similaires de mise en œuvre, ils peuvent permettre dans une première approche d'identifier une contamination et son origine, dans la mesure où elle est principalement à l'état gazeux. Ainsi, les quantités de COSV accumulées par les PUF étant plus importantes pour la période « chaude » (Tableau 57), l'interprétation des résultats est principalement réalisée sur cette dernière période. Il faut toutefois spécifier que les concentrations dans l'air ambiant, estimées par rapport à des cinétiques d'échanges, sont ici à considérer avec réserve, car dans certains cas, elles peuvent être inférieures à celle des mesures dynamiques jusqu'à un facteur 10.

ng.m ⁻³	Hiver 2013								Eté 2013							
	PUF EB1	PUF IB2	PUF BA3	PUF TO4	PUF JF5	PUF M6	PUF Paris XIII	PUF Boissy	PUF EB1	PUF IB2	PUF BA3	PUF TO4	PUF JF5	PUF M6	PUF Paris XIII	PUF Boissy
Σ 8 Phtalates	2,62	10,27	3,08	3,19	10,49	7,05	9,45	11,74	20,85	21,55	7,62	8,46	15,59	18,58	33,56	13,29
Σ 15 HAP	5,69	4,99	4,73	5,14	9,33	7,87	7,32	9,51	14,01	7,15	10,86	5,41	8,10	9,12	12,73	4,97
Σ 8 PBDE	0,001	0,028	0,010	0,006	0,019	0,001	0,019	0,012	0,028	0,004	0,005	0,019	0,018	0,021	0,058	0,032
Σ 18 PCB	0,013	0,048	0,029	0,047	0,046	0,046	0,054	0,065	0,111	0,160	0,049	0,123	0,048	0,064	0,165	0,069
Σ 7 PCB i	0,008	0,014	0,017	0,031	0,028	0,021	0,040	0,043	0,063	0,096	0,033	0,076	0,034	0,041	0,120	0,043
Σ PCB-DL	0,06	0,035	0,014	0,019	0,021	0,027	0,016	0,025	0,056	0,071	0,019	0,056	0,017	0,026	0,057	0,031
PeCB	0,022	0,027	0,037	0,019	0,008	0,009	0,001	0,005	0,003	0,006	0,010	0,024	0,003	0,002	0,005	0,006
HCB	0,140	0,148	0,098	0,118	0,139	0,186	0,095	0,101	0,092	0,093	0,135	0,148	0,050	0,109	0,111	0,093

Tableau 57: Concentrations en COSV par les préleveurs passifs sur la STEP

a) Hiérarchisation des zones d'émissions par contaminants

- Les phtalates

La contamination de la phase gazeuse est du même ordre de grandeur sur l'ensemble des points et varie tout au plus dans un rapport de un à trois. Les points les moins contaminés sont la plateforme à proximité du bassin d'aération et la sortie d'air filtré sur lit de tourbe (3 à 8 ng/m³). Il est probable que l'humidité de l'air au-dessus du bassin d'aération ait pu interférer avec le piégeage de COSV présent à l'état de trace en phase gazeuse. Les points présentant les concentrations estimées les plus importantes sont l'intérieur du bâtiment et les jardins filtrants (10 à 22 ng/m³). A noter que l'extérieur du bâtiment a également présenté, en été, une valeur du même ordre de grandeur, ce dernier ayant pu être sous le vent de l'ensemble des zones d'émissions.

- Les HAP

Les concentrations sont également plus élevée en été jusqu'à un facteur 2. En hiver, elles oscillent autour de 5 ng/m³ sur l'ensemble du site à l'exception des jardins filtrants où elles approchent 10 ng/m³. Par contre en été, comme pour les phtalates, une concentration plus élevée (14 ng/m³) est évaluée pour le capteur externe du bâtiment qui a pu se trouver sous influence des jardins filtrants compte tenu de la variabilité des secteurs de vent sur une période d'intégration de 6 semaines.

- Les organochlorés

Pour les PBDE, aucune différence de niveau de contamination n'a pu être observée entre les différents points où les concentrations restent, été comme hiver, sous le seuil de 0,030 ng/m³. Il en est autrement des PCB, dont les concentrations sont, en été, supérieures de l'ordre d'un

facteur 2 (0,05 à 0,16 ng/m³). Concernant les chlorobenzènes, le PeCB présente des concentrations homogènes dans le temps et l'espace qui restent sous une limite de 0,04 ng/m³. Ce composé présentant une pression de vapeur relativement importante (PV : 2,2 Pa à 25°C), il est très probable que cette molécule ne puisse être efficacement piégée, sans risque de désorption par l'adsorbant PUF du capteur. Il semble en être autrement de l'HCB dont les concentrations sont sur l'ensemble des points, supérieures à celles des PCB (Σ 18), comme cela avait été déterminé à partir de l'échantillonnage dynamique. Toutefois, les valeurs des concentrations sont homogènes et fluctuent sans tendance particulière, soit en raison de l'homogénéité de cette contamination sur le site et/ou d'une sensibilité insuffisante de la méthode dans ce cas d'étude.

En comparaison de l'ensemble des concentrations des différents COSV estimées à partir du capteur installé au centre de la commune de Briis-sous-Forges, il s'avère que seul le capteur des jardins filtrants ou celui situé à l'extérieur au niveau de la prise d'air du bâtiment présente des concentrations, notamment en phtalates et HAP supérieures à celles de l'habitat urbain. Ceci permet de relativiser l'importance des émissions de la STEP, vis-à-vis d'autres sources d'émission non connues et du risque d'exposition des personnels techniques travaillant ponctuellement sur un site automatisé.

En conclusion, le secteur extérieur situé au niveau supérieur du bâtiment comportant l'échantillonneur dynamique, ne constitue pas une zone d'émission plus importante que celles d'autres secteurs. Il a été admis que ce point était représentatif de la contamination de l'ensemble du site et pouvait permettre de réaliser une estimation de l'ensemble des émissions surfaciques du site.

b) Hiérarchisation des contaminants dans l'air, l'eau et les boues

En comparaison avec les résultats concernant le préleveur dynamique, la hiérarchie des contaminants dans l'air à partir des capteurs passifs reste similaire dans son ensemble, soit Phtalates > HAP et Σ 18 PCB > PBDE, excepté que les chlorobenzènes dont la concentration moyenne totale (1,6 ng/m³) devançait celle en Σ 18 PCB (0,110 ng/m³). Une différence résulte probablement tout au moins en partie de la difficulté à fixer le PeCB (PV : 2,2 Pa à 25°C) sur la mousse de polyuréthane des capteurs.

A savoir que l'importance relative des deux premiers groupes de contaminant phtalates puis HAP reste la même dans toutes les matrices air, eaux et boues. Les polybromés étant

essentiellement quantifiés dans les eaux usées et les boues à partir du seul BDE 209, le plus persistant mais le moins volatil ($P_v = 4,63 \cdot 10^{-6}$ Pa) des COSV étudiés, il s'ensuit que ce dernier n'est pas plus abondant dans l'air ambiant de l'usine que dans la commune la plus proche.

3.2 Centre de traitement et d'élimination de déchets dangereux de Mitry-Mory

Ce site de traitement et d'élimination de déchets dangereux (CTDD) a été retenu sur proposition d'un exploitant qui a autorisé l'accès et l'implantation de matériels d'échantillonnage d'air ambiant à l'intérieur du périmètre de l'entreprise. Les deux activités de ce centre consistaient (i) dans le tri et le stockage de déchets dangereux avant leur réacheminement vers des centres de traitement spécialisés et (ii) la destruction de fluides des industries pharmaceutiques et de la chimie. La cessation de cette seconde activité au moment de l'implantation de nos équipements permettait d'appréhender les émissions potentielles de COSV par volatilisation passive vis-à-vis de l'unique activité de tri et de regroupement de déchets dangereux.

3.2.1 Caractérisation générale des niveaux de contamination pour la matrice atmosphérique

L'expérimentation a été effectuée sur deux périodes thermiquement contrastées de l'année 2014, de la fin du printemps au début l'été, puis de deuxième partie d'automne. Les températures moyennes ont été respectivement de 17,7°C et 7,4°C, soit une différence de 10,5°C. Le site d'étude étant localisé en limite de la zone urbaine dense de l'agglomération parisienne et d'un secteur de grandes cultures, les données obtenues ont également été analysées par rapport à celles déterminées sur les deux stations de référence d'habitat rural et d'habitat urbain.

Les concentrations obtenues par famille de composés, pour les phases gazeuse et particulaire, et par période d'échantillonnage pour le site industriel de Mitry-Mory sont présentées dans le tableau 58. La totalité des résultats est présentée en **annexe O**.

Date	Phase gazeuse (ng.m ⁻³)				Phase particulaire (ng.m ⁻³)			
	Σ 8Phtalates	Σ 15HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB + PeCB+ HCB	Σ 8Phtalates	Σ 15HAP	Σ8 PBDE	Σ18 PCB + PeCB+ HCB
04/06/14-18/06/14	39,22	27,29	0,006	0,33	5,43	0,15	0,017	0,01
18/06/14-02/07/14	31,64	25,71	0,002	0,31	4,62	0,18	0,022	0,02
02/07/14-06/07/14	38,86	24,68	-	0,29	4,51	0,11	0,021	0,01
04/11/14-19/11/14	3,2	28,14	0,006	0,18	2,92	0,52	0,013	0,01
19/11/14-03/12/14	3,85	35,42	0,004	0,15	2,28	1,07	0,013	0,01
03/12/14-17/12/14	4,58	46,41	0,003	0,17	1,95	1,4	0,011	0,02
Moyenne Été 2014	36,57	25,89	0,003	0,31	4,85	0,15	0,02	0,01
Moyenne Hiver 2014	3,88	36,66	0,004	0,17	2,38	1	0,012	0,01

Tableau 58: Concentrations des 4 familles de composés pour la phase gazeuse et de la phase particulaire en hiver et en été 2013 sur le site industriel de Mitry-Mory

Les quatre groupes chimiques sont ubiquistes sur les deux périodes. Si la contamination en phtalates devance celle en HAP en période chaude, celle en HAP lui est plus de sept fois supérieures en période froide, une situation jamais enregistrée sur les stations étudiées en Ile-de-France. La concentration moyenne totale des phtalates, de la période chaude à la période froide, varie dans de fortes proportions, avec successivement 41 et 5,01 ng/m³. Celle en HAP varie moins, de 8,55 au début de la période «estivale» à 26 ng/m³ à la fin de l'automne. Comme la présence des HAP ou des phtalates, celle des PCB évolue peu suivant les échantillons d'une même période. Par contre, la moyenne de 0,19 ng/m³ de la première période est un plus élevée que celle de la seconde 0,016 ng.m³. L'HCB avec une concentration moyenne 0,10 ng/m³ devance le PeCB et l'ensemble des PBDE dont le niveau ne dépasse pas 0,020 ng/m³.

Les deux périodes de prélèvement ont également été réalisées dans des conditions de régime de vent très différentes avec pour la période « chaude » des vents principalement de secteur Nord Nord-Est puis de secteur Sud (Figure 61). Dans cette situation, la station d'échantillonnage ne s'est jamais trouvée sous un régime de vents pouvant transférer des masses d'air provenant de l'agglomération parisienne. Durant ces deux périodes d'observation, leurs vitesses ont respectivement varié jusqu'à 11,7 m/s avec une moyenne de 6,8 m/s. Il en ressort que la qualité de l'air a été satisfaisante sur toute la durée de l'étude. Selon les informations fournies par Airparif, la qualité de l'air à Paris était bonne avec un

indice Atmo de 4, pour 31 des 42 premiers jours d'échantillonnage et 37 des 43 jours ultérieurs. Cette situation a été identique sur la commune de Mitry-Mory avec des indices Citeair majoritairement compris entre des seuils de 25 et 50 définissant un état de pollution faible.

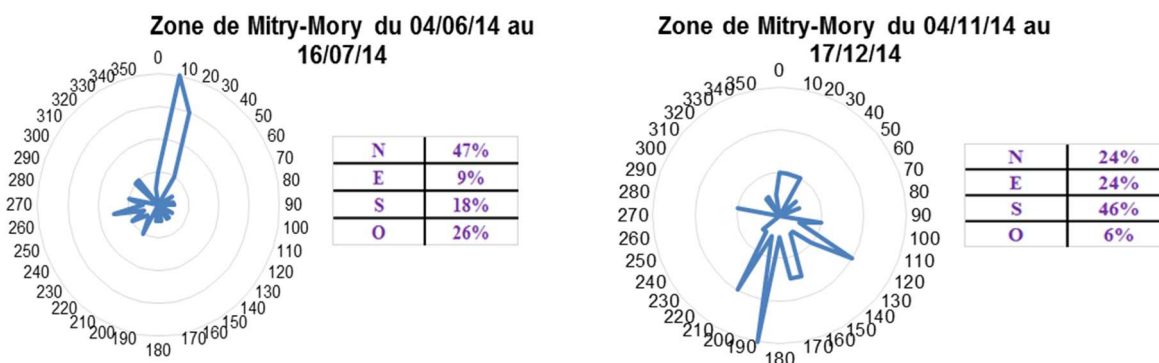


Figure 61: Direction et vitesse des vents sur le secteur de Mitry-Mory période du 4 Juin au 16 Juillet et du 4 novembre 2013 au 17 décembre 2014

3.2.2 Caractérisation des spectres en contaminants

- Les phtalates

La présence des phtalates ($\Sigma 8$) sur le site industriel est, en période chaude, identique à celle de Paris 13ème (41 ng/m³), mais en automne, elle lui est inférieure (5,0 contre 26 ng/m³) (Tableau 59) Le niveau de contamination au sein de la zone industrielle est intermédiaire entre ceux de l'urbain dense et la commune rurale de Boissy-le-Châtel (4,9 et 2,8 ng/m³) (Figure 62).

	Concentration moyenne été 2014 (ng/m ³)						Concentration moyenne Hiver 2014 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
DMP	0,75	100,0	< LQ	0,75	0,83	0,06	0,05	125,0	0	0,04	0,59	0,05
DEP	1,62	98,8	0,02	1,64	7,57	0,13	0,11	110,0	0,02	0,1	3,46	0,04
DiBP	0,67	91,8	0,06	0,73	10,02	0,46	0,5	111,1	0,06	0,45	6,47	0,1
DnBP	1,59	94,6	0,09	1,68	3,15	0,39	0,71	112,7	0,08	0,63	2,05	0,1
BBP	1,04	99,0	0,01	1,05	0,2	0,06	0,04	100,0	0,02	0,04	0,19	0,05
DEHP	29,5	87,3	4,27	33,78	18,92	3,14	2,46	71,9	1,81	3,42	12,78	1,78
DnOP	0,23	95,8	0,02	0,24	0,15	0,17	0,01	50,0	0,02	0,02	0,31	0,1
DiNP	1,16	75,3	0,38	1,54	1,2	0,44	0	0,0	0,37	0,29	0,39	0,57
$\Sigma 8$ Phtalates	36,57		4,85	41,43	40,95	4,85	3,88		2,38	5,01	26,24	2,79

Tableau 59: Concentrations moyennes en Phtalates dans l'air sur le site du CTDD, de Paris 13ème et de Boissy-le-Châtel

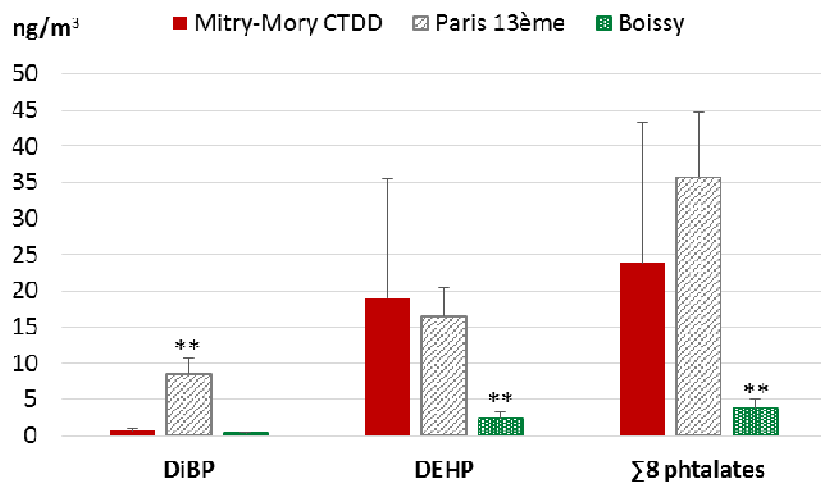


Figure 62: Concentrations moyennes totales en phtalates sur le site de du CTDD de Mitry-Mory en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations du CTDD de Mirty-Mory par comparaison aux deux sites de référence (* p< 0,05 et ** p< 0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Le bruit de fond des plastifiants sur le site industriel présente également une composition intermédiaire entre celle des deux stations de référence Paris et Boissy-le-Châtel, notamment dû au DEHP qui représente en moyenne 80 % de la concentration totale, contre respectivement 46 et 64 % (Figure 63). Sa proportion qui atteint jusqu'à 81 % en période chaude serait plutôt à mettre en relation avec un phénomène de relargage à partir de matériaux en PVC (95 % des usages), plutôt qu'à partir du stockage de déchets d'autres origines. Son origine devrait ici être recherchée dans les matériaux de construction du bâti de la zone industrielle qui fait appel à l'usage d'une grande proportion de matériaux synthétique.

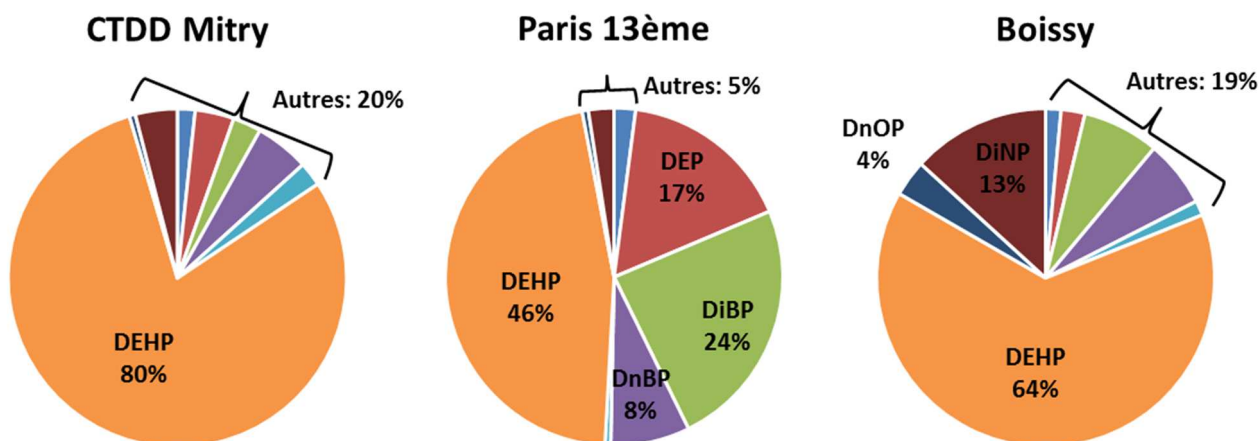


Figure 63: Profils moléculaires en phtalates sur le site du CTDD de Mitry-Mory, de Paris 13ème et de Boissy-le Châtel

Malgré ce changement de composition, la phase gazeuse reste majoritaire contrairement à la station de Boissy-le-Châtel. En effet, sur cette station, les phtalates ont été principalement en

phase particulaire en raison d'une proportion plus élevée de DiNP, l'un des composés peu volatil (1.10^{-5} Pa à 25°C). Aucune explication plausible n'a pu être proposée à ce propos.

- Les HAP

Les HAP constitue sur l'ensemble des échantillons le premier groupe de contaminants par ordre d'importance. Les concentrations (Σ 15) évoluent de 25 à 27 ng/m³ en période «chaude» (moyenne 26 ng/m³), contre 29 à 48 ng/m³ en période d'automne (moyenne 37 ng/m³) (Tableau 60 et figure 64). La phase gazeuse est ici également majoritaire.

	Concentration moyenne été 2014 (ng/m ³)						Concentration moyenne Hiver 2014 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
ACY	1,600	100,0	<LQ	1,600	0,080	0,060	2,510	100,0	<LQ	2,510	1,090	1,760
ACE	0,670	100,0	<LQ	0,670	0,610	2,290	0,370	100,0	<LQ	0,370	0,820	1,130
FLU	0,210	100,0	<LQ	0,210	0,860	2,030	1,050	99,1	<LQ	1,060	1,430	2,400
PHE	6,430	99,8	0,020	6,440	2,150	2,750	12,350	99,4	0,070	12,430	3,550	5,330
ANT	1,320	100,0	<LQ	1,320	0,040	0,070	0,930	98,9	0,010	0,940	0,130	0,430
FTH	9,580	99,7	0,030	9,610	0,320	0,740	10,160	98,7	0,130	10,290	0,710	1,340
PYR	5,330	99,6	0,030	5,350	0,200	0,410	7,350	98,4	0,120	7,470	0,550	1,120
BaA	0,180	94,7	0,010	0,190	<LQ	0,010	0,540	90,0	0,060	0,600	0,030	0,110
CHR	0,540	96,4	0,030	0,560	0,020	0,030	1,170	90,7	0,120	1,290	0,100	0,240
BbF	0,010	33,3	0,020	0,030	<LQ	<LQ	0,030	13,6	0,190	0,220	0,030	0,160
BkF	<LQ	0,0	<LQ	0,010	<LQ	<LQ	0,010	33,3	0,030	0,030	0,020	0,060
BaP	0,020	66,7	0,010	0,030	<LQ	<LQ	0,080	53,3	0,070	0,150	0,020	0,100
I(cd)P	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0	0,030	0,030	<LQ	0,010
D(ah)A	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,0	0,010	0,010	<LQ	0,010
B(ghi)P	0,020	66,7	0,010	0,030	<LQ	<LQ	0,110	42,3	0,150	0,260	0,040	0,150
Σ 15 HAP	25,890		0,150	26,040	4,290	8,390	36,660		1,000	37,650	8,550	14,360

Tableau 60: Concentrations moyennes en HAP (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air sur le site industriel de Mitry-Mory.

Pour la première période, le composé majoritaire est le fluoranthène (été : 9,3 à 10 ng/m³) suivi du phénanthrène (5,8 à 7,2 ng/m³). En automne l'ordre s'inverse, phénanthrène : 8,9 à 15 ng/m³ et fluoranthène : 8,8 à 12 ng/m³), le pyrène étant toujours en troisième position : 5 à 5,5 ng/m³ et 6,1 à 9,6 ng/m³ (Figure 65).

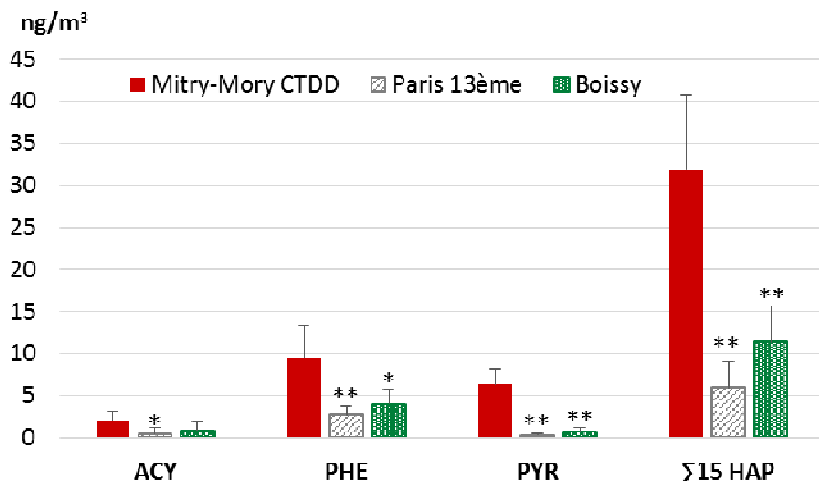


Figure 64: Concentrations moyennes totales en HAP sur le site de du CTDD de Mitry-Mory en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations du CTDD de Mitry-Mory par comparaison aux deux sites de référence (* p< 0,05 et ** p< 0,01) par le test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

En comparaison des sites de référence, le site au sein de ZI de Mitry-Mory présente, en toutes périodes, une concentration totale très supérieure à celles des deux références. Elle y est ainsi de 4 à 6 fois plus importante qu'à Paris et 3 fois plus qu'à Boissy-le-Châtel. De plus, la hiérarchie des composés à Mitry-Mory est spécifique et très différente de celle des deux autres où se succèdent, le phénanthrène puis le fluoranthène suivi de l'acénaphthène. En absence de tout fonctionnement du four industriel au cours des périodes de prélèvement, l'origine de cette contamination été recherché à partir de la détermination des rapports de composition en HAP à des composés d'origine pyrolytique ou pétrogénique. Le rapport BaP/BghiP (0,73 en moyenne) indique une origine liée au diesel (0,5 – 0,85). Le ratio FTH/(FTH+PYR) de 0,51 et celui de BaA/(BaA+CHR) de 0,29 montrent une origine mixte avec combustion de pétrole et pétrole imbrulé.

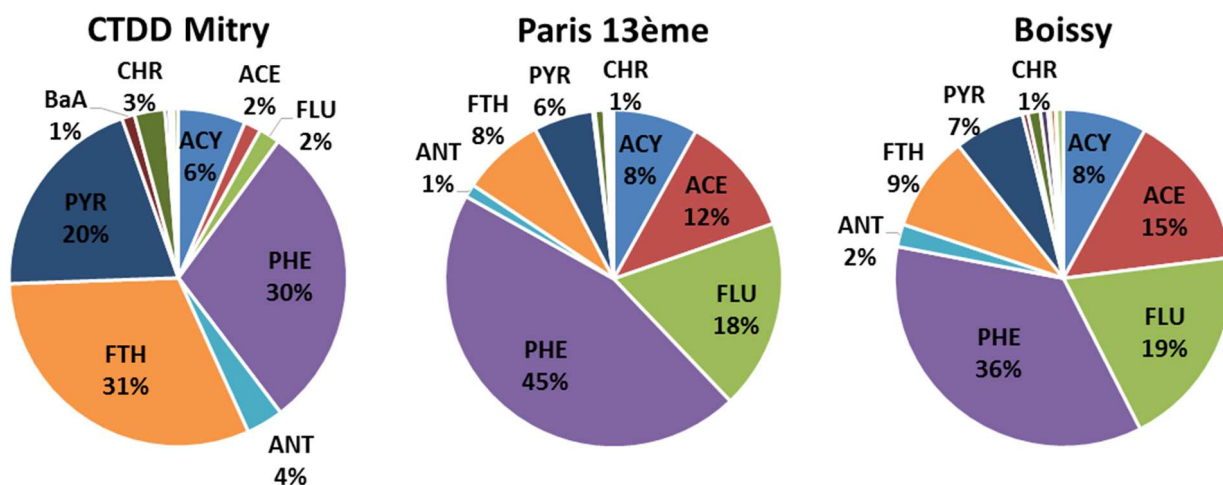


Figure 65: Profils moléculaires en HAP sur le site du CTDD de Mitry-Mory, de Paris 13ème et de Boissy-le Châtel

L'ensemble des résultats s'accorde avec une origine pétrogénique, en particulier avec l'existence sur la ZI d'une entreprise produisant de l'enrobage routier et d'un centre de stockage de produits pétroliers (gazole) d'une capacité de 90 000 m³. Ces activités peuvent, l'une comme l'autre, émettre des HAP qui se superposent à ceux de la contamination de fond et à ceux produits par combustion. Par ailleurs, l'absence ou le faible niveau de présence des composés lourds conforte l'identification de l'origine des émissions passives. Ainsi, en période « chaude », la concentration en BaP n'a jamais dépassé 0,007 ng/m³. Par contre, au cours du dernier prélèvement d'automne (sur 2 semaines) correspondant à la période la plus froide (4,7°C) et de chauffage résidentiel ou tertiaire, sa concentration s'est élevée à 0,32 ng/m³. Il est possible que le seuil sanitaire de 1 ng/m³ ait pu être dépassé à l'échelle journalière. Durant cette même période celle en benzo(ghi)pérylène, un autre composé cancérigène était également relativement élevée (0,52 ng/m³).

- Les PBDE

Les concentrations en PBDE restent faibles et elles se situent sur l'ensemble des prélèvements à un niveau intermédiaire (0,020 ng/m³) correspondant à la moyenne des deux sites de référence (Tableau 61 et figure 66). Les BDE 47 (0,001 ng/m³) et 209 (0,019 ng/m³) sont les seuls à être détectés, le second à l'état adsorbé. Ce dernier représente 95 % du totale et en étant respectivement pour 75 et 97 % à l'état adsorbé sur les particules, contrairement au BDE 47 (0,004 ng/m³), qui est pour 100 % à l'état gazeux.

	Concentration moyenne été 2014 (ng/m ³)						Concentration moyenne Hiver 2014 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
BDE 28	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 47	0,0010	100,0	0,0010	0,0010	0,0010	<LQ	0,0010	100,0	<LQ	0,0010	0,0010	<LQ
BDE 99	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 100	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 154	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 153	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 183	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	-	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BDE 209	0,0020	9,1	0,0220	0,0220	0,0400	0,0180	0,0030	20,0	0,0110	0,0150	0,0180	0,0060
Σ8 PBDE	0,0030		0,0230	0,0230	0,0410	0,0190	0,0040		0,0120	0,0160	0,0200	0,0060

Tableau 61: Concentrations moyennes en PBDE (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air dans l'air sur le site industriel de Mitry-Mory, Paris XIII et Boissy le-Châtel.

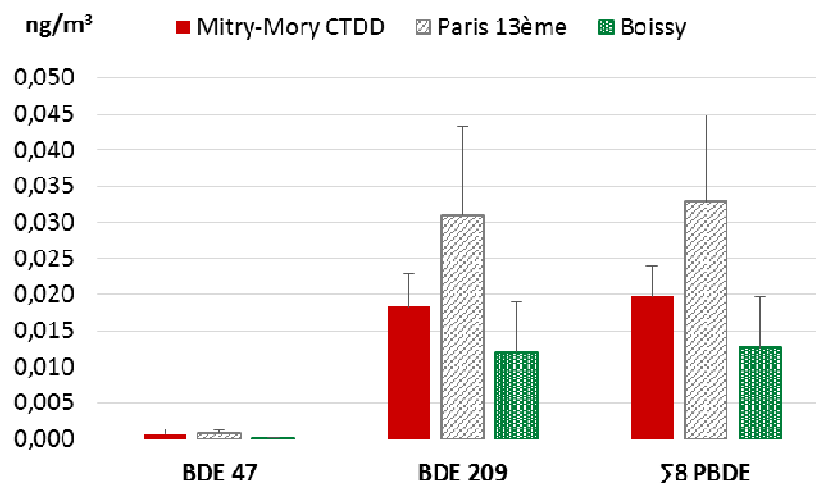


Figure 66: Concentrations moyennes totales en PBDE sur le site de du CTDD de Mitry-Mory en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations du CTDD de Mirty-Mory par comparaison aux deux sites de référence (* $p < 0,05$ et ** $p < 0,01$) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Au vu des résultats, on peut supposer qu'aucun des déchets transitant par le site CTDD n'entraîne actuellement d'émission de PBDE, ou tout au moins pas davantage que la ZI et les habitats périphériques.

- Les organochlorés

Il en est de même pour les PCB dont la concentration moyenne ($0,020 \text{ ng/m}^3$) est supérieure à celle de Boissy-le-Châtel ($0,020 \text{ ng/m}^3$) et inférieure à celle de Paris ($0,030 \text{ ng/m}^3$). Les mesures présentent toutefois une particularité, le composé habituellement majoritaire dans l'air ambiant, le PCB 52 n'est pas décelé alors que le PCB 153 ($\approx 30 \%$) supplante les autres composés (Tableau 62 et figure 67). Une particularité qui devrait être recherché dans l'historique des activités de la ZI.

	Concentration moyenne été 2014 (ng/m ³)						Concentration moyenne Hiver 2014 (ng/m ³)					
	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel	Phase gazeuse	% Phase gazeuse	Phase particulaire	Total CTDD	Total Paris 13ème	Total Boissy le Châtel
PeCB	0,0200	100,0	<LQ	0,0200	0,0300	0,0400	0,0200	100,0	<LQ	0,0200	0,0100	0,0400
HCB	0,1100	100,0	<LQ	0,1100	0,0900	0,2400	0,1000	100,0	<LQ	0,1000	0,0200	0,1200
PCB 28	0,0100	100,0	<LQ	0,0100	0,0200	0,0100	0,0100	100,0	<LQ	0,0100	0,0100	<LQ
PCB 52	<LQ	-	<LQ	<LQ	0,0900	0,0300	<LQ	-	<LQ	<LQ	0,0300	0,0100
PCB 101	0,0100	100,0	<LQ	0,0100	0,0600	0,0200	<LQ	-	<LQ	<LQ	0,0200	0,0100
PCB 118	0,0200	100,0	<LQ	0,0200	0,0100	0,0100	0,0100	100,0	<LQ	0,0100	<LQ	<LQ
PCB 153	0,0700	100,0	<LQ	0,0700	0,0100	<LQ	0,0200	100,0	<LQ	0,0200	<LQ	<LQ
PCB 138	0,0300	100,0	<LQ	0,0300	0,0100	<LQ	0,0100	100,0	<LQ	0,0100	<LQ	<LQ
PCB 180	0,0200	100,0	<LQ	0,0200	<LQ	<LQ	<LQ	0,0	<LQ	0,0100	<LQ	<LQ
$\Sigma 7$ ind	0,1600	0,0	0,0100	0,1600	0,2100	0,0700	0,0400	0,0	0,0100	0,0500	0,0600	0,0200
$\Sigma 18$ PCB	0,1800	0,0	0,0100	0,1900	0,2500	0,0900	0,0500	0,0	0,0100	0,0600	0,0800	0,0300

Tableau 62: Concentrations moyennes en PCB, PeCB et HCB (totale/gazeuse/particulaire) dans l'air dans l'air sur le site industriel de Mitry-Mory, Paris 13ème et Boissy-le-Châtel.

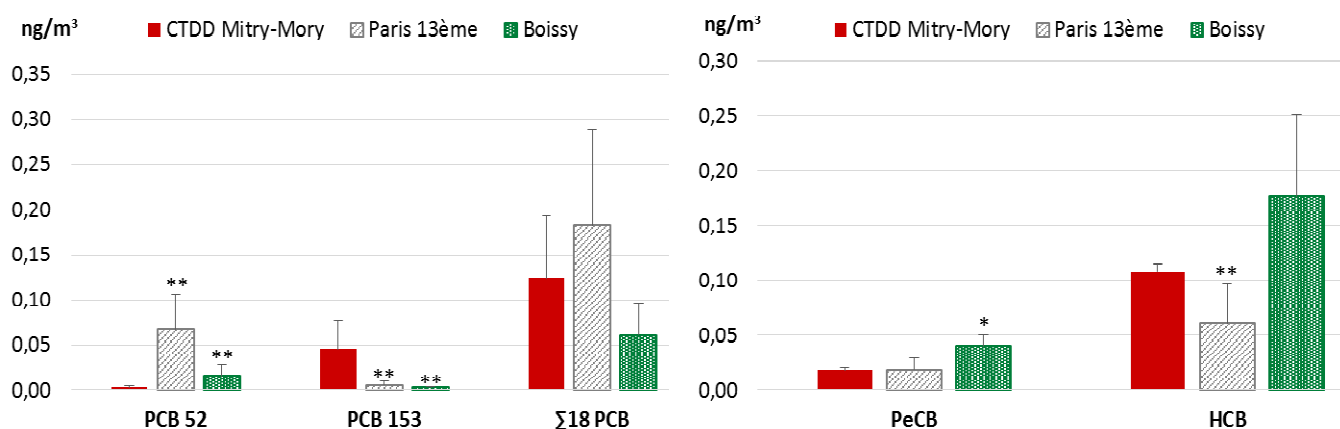


Figure 67: Concentrations moyennes totales en organochlorés (PCB, PeCB et HCB) sur le site de du CTDD de Mitry-Mory en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations du CTDD de Mirity-Mory par comparaison aux deux sites de référence (* p < 0,05 et ** p < 0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Les composés organochlorés sont ubiquistes à l'état gazeux dans tous les échantillons avec des concentrations automne/hiver respectivement de 0,61 et 0,082 ng/m³ pour le PeCB (moyenne 0,349 ng/m³) et respectivement de 0,10 et 0,12 ng/m³ pour l'HCB (moyenne 0,110 ng/m³). La contamination en HCB se distingue par son homogénéité, entre les échantillons et les périodes, une particularité des contaminations de fond. Contrairement, aux autres composés, l'HCB sur ce site se positionne à un niveau supérieur (moyenne 0,10 ng/m³) à celui

de Paris (moyenne 0,05 ng/m³), mais inférieur à celui de Boissy-le-Châtel (moyenne 0,18 ng/m³) qui reste à son niveau des années 90 (Chevreuil et al., 1996).

3.2.3 Etude de la contamination de l'air par échantillonnage passifs

Les concentrations moyennes en phase gazeuse des groupes chimiques par période d'observation sur les quatre stations de Mitry-Mory sont indiquées au tableau 63. Malgré l'absence d'un étalonnage systématique qui aurait permis la détermination des concentrations exactes en phase vapeur, la prise en considération des 2 capteurs passifs des deux stations de référence et les trois autres implantés en périphérie de la ZI (ZA de Compans, Mairie et Ecole de Mitry-Mory) permettent de mieux appréhender les modes d'émission et leurs origines.

ng/m ³	Eté 2014						Hiver 2014					
	PUF Mitry CTDD	PUF Mitry Mairie	PUF Mitry Ecole	PUF ZA Compans	PUF Paris 13ème	PUF Boissy le Châtel	PUF Mitry CTDD	PUF Mitry Mairie	PUF Mitry Ecole	PUF ZA Compans	PUF Paris 13ème	PUF Boissy le Châtel
Σ 8 Phtalates	7,73	5,69	8,56	X	6,96	5,67	4,36	3,81	4,26	1,09	5,03	2,46
Σ 15 HAP	12,44	7,52	20,70	X	7,88	10,70	16,83	26,62	33,02	21,05	12,89	29,14
Σ 8 PBDE	0,02	0,00	0,00	X	0,03	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Σ 18 PCB	0,10	0,09	0,14	X	0,08	0,10	0,03	0,05	0,07	0,01	0,05	0,01
Σ 7 PCB i	0,07	0,06	0,10	X	0,06	0,07	0,02	0,03	0,04	0,01	0,03	0,00
Σ PCB-DL	0,02	0,03	0,04	X	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00
PeCB	0,01	0,01	0,01	X	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
HCB	0,29	0,28	0,35	X	0,18	0,19	0,15	0,18	0,21	0,11	0,19	0,08

Tableau 63: Concentrations en COSV à partir des échantillonneurs passifs pour le site CTDD de Mitry-Mory

Concernant les HAP, la comparaison des données de la période chaude et l'ordre des concentrations (ZI Mitry-Mory>Paris> Boissy-le-Châtel) conforte l'hypothèse d'une source de volatilisation passive. A signaler pour la période « chaude » que le capteur de la ZA de Compans ayant été accidentellement déplacé, la comparaison des résultats du préleveur passif sur le site CTDD (ZI Mitry-Mory) est seulement possible avec celui de la mairie de Mitry-Mory car il s'est avéré que les valeurs du site de l'Ecole de Mitry-Mory, systématiquement plus élevées, devaient être écartées. Il n'en demeure pas moins que le site ZA présente alors une valeur également supérieure à celle de la Mairie. Ce n'est plus le cas en automne, le site ZI présentant alors une valeur qui lui est inférieure ainsi qu'à celle des autres emplacements situés dans l'environnement de locaux chauffés. Toutefois, les concentrations ne varient que dans un rapport de 1 à 1,7 entre 5 sites. Le site ZI constitue un secteur où l'activité de chauffage reste relativement faible (présence de nombreux entrepôts), cependant l'apport

d'émissions passives à partir d'un dépôt de carburant se trouverait masquées par celles du chauffage urbain de la zone résidentielle proche.

Pour les phtalates, la hiérarchie de la contamination par rapports aux deux sites de référence est confirmée sur la période «chaude» avec $ZI\ Mitry-Mory \geq Paris > Boissy-le-Ch\hat{a}tel$, mais en « période froide », cet ordre diffère avec $Paris \geq ZI\ Mitry-Mory > Boissy-le-Ch\hat{a}tel$ et corrobore les résultats issus de l'échantillonnage dynamique. Cependant, l'existence d'un lien entre l'importance des émissions et celle de la température est également constatée, comme pour les composés halogénés. Pour ces derniers les valeurs de concentrations estimées sont cependant trop faibles et trop homogènes pour pouvoir être ici interprétées.

Le principal résultat est ici la confirmation de la contribution d'une source ponctuelle d'émission de HAP par volatilisation passive et de la hiérarchie de la présence des COSV. Cependant, des étalonnages limités sur le nombre d'espèces chimiques pouvant être ainsi quantifiées fait encore défaut pour mieux caractériser la variabilité des contaminations à petite échelle (communes rurales et ZA). A cette échelle, il serait également utile de mieux connaître l'influence de la turbulence de l'air avec la proximité de bâtiments.

3.3 Zone industrielle de Limay-Porcheville et zone ISDD de Guitrancourt

Cette zone mixte a été retenue, car elle comporte diverses activités et entreprises de traitement et de valorisation de déchets dangereux et non dangereux dont certaines ont été répertoriées comme sources émettrices potentielles de POP (**Airparif, 2012**). Ces dernières sont localisées dans la ZI de Limay/Porcheville et comprennent notamment un centre de destruction de VHU, une aciérie à four électrique recyclant des métaux et un centre de destruction de déchets dangereux (CTDD). Aux activités de ces entreprises, s'ajoutent celle d'une centrale thermique fonctionnant au fioul et un dépôt de produits pétroliers. Par ailleurs, ce secteur industriel comporte en limite Nord-Est, une installation de stockage de déchets dangereux (ISDD) qui est principalement situé sur la commune de Guitrancourt. L'ensemble de la zone d'étude est ceinturée au sud par la Seine, qui est elle-même longée par l'autoroute A 13.

Ce complexe industriel s'insère avec des secteurs d'habitat relativement dense, essentiellement collectif sur la commune de Limay (1 405 hab/km²) et pavillonnaire (670 hab/km²) sur celle de Porcheville. Au regard de l'ensemble des critères et de la réalisation antérieure de l'étude Airparif de 2012 concernant les émissions métalliques, la réalisation d'un essai d'interprétation de l'état du milieu (IEM) a été ajoutée au premier objectif

concernant la caractérisation de sources ou de vecteurs d'émissions de COSV. Pour la réalisation de ce second objectif, en complément de l'implantation d'une jauge Owen, ont été ajoutés l'exploitation de bio-accumulateurs (végétaux supérieures autochtones) et la collecte d'échantillons de sol répartis sur l'ensemble de la ZI en fonction des possibilités d'échantillonnage de sols non récemment remaniés.

3.3.1 Etude de la contamination de la matrice atmosphérique par échantillonnage dynamique : cas de la ZI de Limay-Porcheville

Il faut noter que les trois préleveurs actifs ont été placés par rapport à la localisation des sources émettrices potentielles de POP et en fonction d'un régime vent majoritairement de secteur ouest. Les vents dominants en Ile-de-France étant orientés au sud-ouest, les deux échantillonneurs du gymnase de Limay et de l'établissement pénitentiaire pour mineurs (EPM) de Porcheville (**Airparif, 2012**) se trouvaient sous le vent des émissions du Centre VHU et du centre de traitement de déchets dangereux (CTDD) de Limay, plus celles de l'aciérie pour le second. Le troisième à Porcheville « Piscine » pouvant être davantage dans le panache des émissions du CTDD de Limay et de la centrale de production thermique (CPT) de Porcheville par vents de secteur ouest.

L'expérimentation a été effectuée sur deux périodes thermiquement contrastées de l'année 2014, de fin d'hiver et début de printemps, puis de fin de printemps et de début d'été. Les températures moyennes ont été respectivement de 8,9 et 16,9 °C, soit une amplitude thermique de 8,0 °C. Le site d'étude comportant à la fois de l'habitat collectif et de l'habitat individuel les données obtenues sur trois stations ont été analysées par rapport à celles déterminées sur les deux stations de référence de Boissy-le-Châtel et de Paris 13ème.

Les résultats par molécule individuelle avec leurs concentrations en phase gazeuse et en phase particulaire ont été reportés par famille chimique dans l'**annexe R**. Les résultats par famille de composés pour les trois sites d'étude (Piscine Porcheville, Gymnase Limay et Pénitencier Porcheville) et les deux saisons, sont comparés à ceux des deux sites de référence (Paris 13ème et Boissy-le-Châtel), et sont présentés au tableau 64.

	ng/m ³	Σ 8 Phtalates	Σ 15 HAP	Σ 8 PBDE	Σ 18 PCB	Σ 7 PCB i	Σ PCB- DL	PeCB	HCB
Saison hivernale	Piscine (Porcheville)	27,92	5,5	0,049	0,11	0,1	0,02	0,03	0,05
	Gymnase (Limay)	37,82	8,65	0,052	0,14	0,14	0,03	0,03	0,07
	Pénitencier (Porcheville)	31,74	4,81	0,05	0,11	0,1	0,02	0,02	0,05
	Paris 13ème (habitat urbain)	28,22	5,39	0,033	0,18	0,15	0,02	0,03	0,08
	Boissy (habitat rural)	3,51	7,14	0,013	0,03	0,02	0	0,05	0,13
Saison estivale	Piscine (Porcheville)	49,59	6,09	0,061	0,23	0,21	0,05	0,04	0,12
	Gymnase (Limay)	57,44	4,44	0,059	0,23	0,21	0,04	0,03	0,08
	Pénitencier (Porcheville)	55,82	2,73	0,057	0,12	0,11	0,02	0,03	0,06
	Paris 13ème (habitat urbain)	40,95	4,29	0,041	0,25	0,21	0,02	0,03	0,09
	Boissy (habitat rural)	5,15	8,39	0,019	0,09	0,07	0,01	0,04	0,24
Moyenne Hiver/Été	Piscine (Porcheville)	38,76	5,8	0,06	0,17	0,16	0,04	0,04	0,09
	Gymnase (Limay)	47,63	6,55	0,06	0,19	0,18	0,04	0,03	0,08
	Pénitencier (Porcheville)	43,78	3,77	0,05	0,12	0,11	0,02	0,03	0,06
	Paris 13ème (habitat urbain)	34,59	4,84	0,04	0,22	0,18	0,02	0,03	0,09
	Boissy (habitat rural)	4,33	7,77	0,02	0,06	0,05	0,01	0,05	0,19

Tableau 64: Concentration totale dans l'air (ng.m⁻³) par famille en périodes hivernales et estivales sur les sites de mesures de Limay/Porcheville, Paris 13ème et Boissy-le-Châtel.

Les quatre groupes chimiques sont ubiquistes sur les deux périodes et la hiérarchie des contaminants par famille reste inchangée quel que soit le site ou la saison avec pour les concentrations: $\Sigma 8$ phtalates > $\Sigma 15$ HAP > $\Sigma 18$ PCB > Σ HCB > $\Sigma 8$ PBDE > Σ PeCB.

Les deux périodes de prélèvement ont été réalisées dans des conditions de régime de vent très différentes avec pour la période « hivernale » des vents principalement de secteur ouest, puis en période chaude un régime de vent plus hétérogène avec des vents couvrant majoritairement, un secteur limité par les directions nord-ouest et sud-est (Figure 68). Durant ces deux périodes d'observation, leurs vitesses ont respectivement atteint 12,8 m/s (moyenne 6,9 m/s) et 16,4 m/s (moyenne 5,7 m/s).

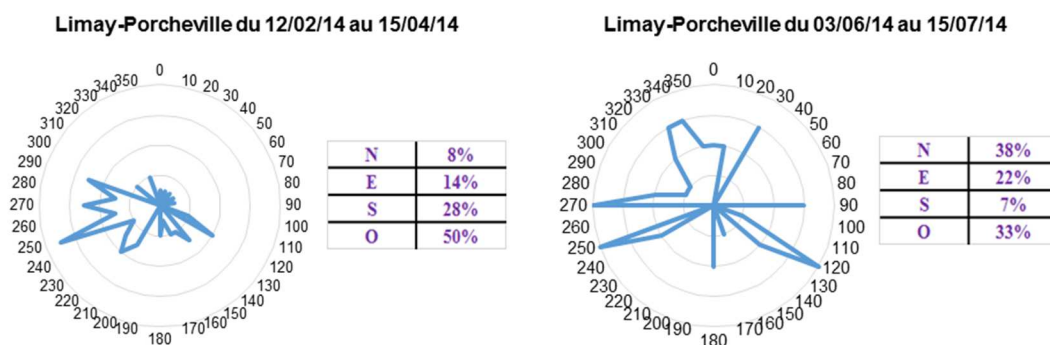


Figure 68: Direction et vitesse des vents sur la zone industrielle de Limay-Porcheville au cours des périodes du 12 Février au 15 Avril et du 3 Juin au 15 Juillet 2014

Selon les informations fournies par Airparif, la qualité de l'air, déterminée en indices Citeair, a été moins satisfaisante au cours de la première période « hivernale à la fois sur Limay et sur Paris. Si le premier échantillon de la deuxième quinzaine de février a été obtenu au cours de conditions de pollution faible (indice de 25 à 35), le deuxième échantillon en première quinzaine de mars l'a été dans un contexte de pollution moyenne (50 à 100) à très élevée (>100). La suite de l'échantillonnage correspond à des conditions de pollution faible à moyen (indice de 35 à 55). Les prélèvements réalisés en période « estivale », ont tous été obtenus dans un contexte de pollution faible à moyenne avec des indices compris dans une plage de 25 à 60.

- Les phtalates

Le site Limay « Gymnase », qui est le plus proche du centre de destruction de VHU et dans son panache d'émission par vent de secteur ouest, présente les concentrations en phtalates ($\Sigma 8$) les plus élevée en « hiver » (38 ng/m^3), comme en « été » (57 ng/m^3). Celles du site Porcheville « EPM », un peu plus éloigné et dans la direction des vents de sud-ouest, en sont très proches (32 et 56 ng/m^3). Elles sont légèrement plus faibles pour le site Porcheville « Piscine », 28 ng.m^{-3} et 50 ng/m^3 (Figure 69). La contamination de l'air ambiant par les phtalates, est aux trois stations et par saison, supérieure à celle de Paris. L'écart entre la ZI et Paris est moins important en hiver, mais en été l'écart entre Limay « gymnase » et Paris 13ème est d'un facteur 1,4 et en toute saison d'un facteur 11 avec Boissy-le-Châtel.

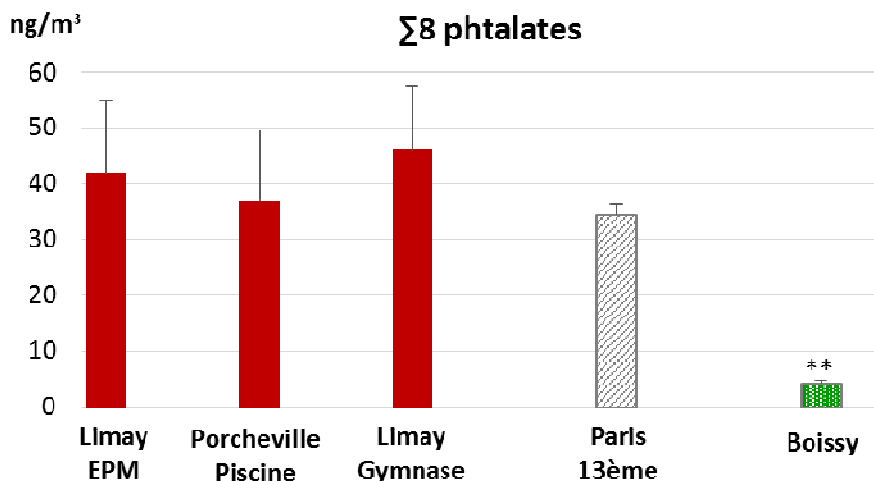


Figure 69: Concentrations moyennes totales en phtalates sur la ZI de Limay-Porcheville en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la ZI de Limay-Porcheville par comparaison aux deux sites de référence (* p< 0,05 et ** p< 0,01) par le test de Mann-Withney-Wilcoxon.

Le site du Gymnase de Limay, présentant la contamination maximale, se distingue également par une proportion plus élevée de DEHP qui contribue à 71% de la contamination, ce qui est également le cas pour les deux sites de référence (Figure 70). Ce dernier est comme les autres composés principalement présents à l'état gazeux 86% et présente une concentration moyenne localement deux fois plus élevée en période chaude, une évolution qui implique l'augmentation des émissions passives hors processus de combustion.

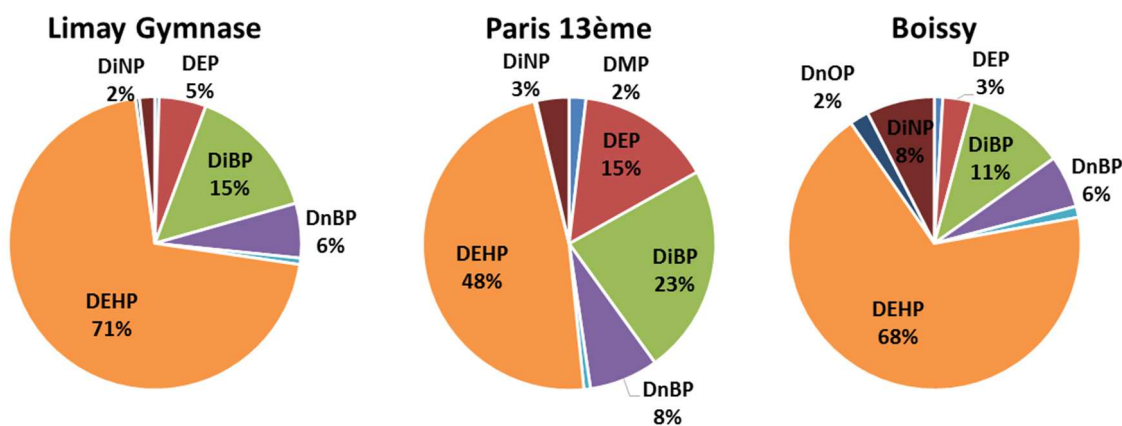


Figure 70: Profils moléculaires en phtalates sur le site du Gymnase de Limay, de Paris 13ème et de Boissy-le Châtel

- Les HAP

Concernant les HAP, la comparaison des données obtenus sur la zone industrielle ne peut être établie qu'avec Paris 13ème, car il s'est avéré qu'une entreprise nouvellement voisine de la station IRSTEA de Boissy-le-Châtel, brûlait régulièrement des emballages en bois ou carton.

Pour les HAP, deux sites de la ZI (Limay « gymnase » et Porcheville « piscine ») présentent alternativement des concentrations supérieures d'environ un facteur 1,5 à celles de Paris (Figure 71).

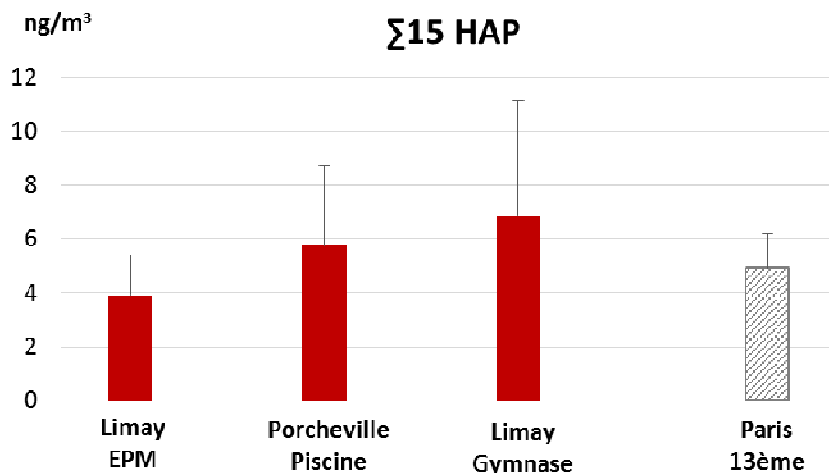


Figure 71: Concentrations moyennes totales en HAP sur la ZI de Limay-Porcheville en comparaison avec le site de référence de Paris. Significativité des concentrations de la ZI de Limay-Porcheville par comparaison avec le site de référence.

Les HAP présentent encore ici une évolution saisonnière inverse. Le site de Limay « Gymnase » présente en hiver la valeur la plus élevée (26 ng/m³) qui est suivie de celle des sites Porcheville « Piscine » (5,5 ng/m³) et « EPM » (4,8 ng/m³) en hiver. Par contre en été, le site de Limay (10 ng/m³) est devancé par celui de Porcheville « Piscine » (14 ng/m³), la concentration au site « EPM » étant la plus faible (2,7 ng/m³). Ce dernier se trouvant dans un tissu urbain plus discontinu, est probablement moins exposé aux émissions du trafic. Le principal composé est le phénanthrène suivi en contribution équivalente par le fluorène, puis l'acénaphène (Figure 72). Les profils moléculaires sont similaires entre les trois sites de la zone industrielle de Limay-Porcheville et celui de la référence du milieu urbain (Paris 13^{ème}). Cette première analyse montre qu'il n'y a pas d'influence particulière des entreprises présentes dans la zone industrielle sur le bruit de fond de contamination vis-à-vis de ces molécules.

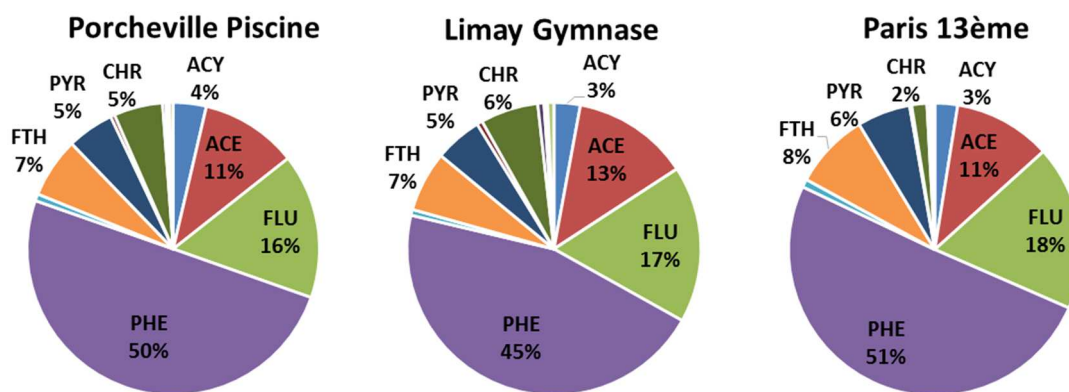


Figure 72: Profils moléculaires en HAP sur le site du Gymnase de Limay, de Paris 13ème et de Boissy-le Châtel

- Les PBDE

Concernant les PBDE, la comparaison des données obtenus sur la zone industrielle peut être établie ici avec Paris 13^{ème} et Boissy. La contamination diffère des précédentes familles par son homogénéité spatio-temporelle. Les concentrations aux trois sites sont comprises entre 0,049 et 0,052 ng/m³ en hiver et entre 0,057 à 0,061 ng/m³ en été. Leur concentration sur la ZI est en tous sites toujours plus élevée d'un facteur 1,4 que sur le site de Paris 13^{ème} (Figure 73).

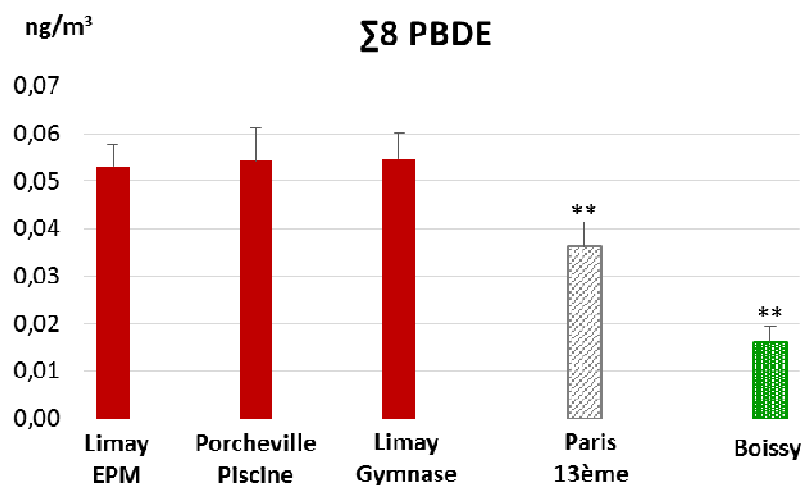


Figure 73: Concentrations moyennes totales en PBDE sur la ZI de Limay-Porcheville en comparaison avec les deux sites de référence (Paris et Boissy). Significativité des concentrations de la ZI de Limay-Porcheville par comparaison aux deux sites de référence

Les profils moléculaires sont similaires pour les trois sites de la zone industrielle de Limay-Porcheville (89% BDE 209), et montrent la même répartition sur le site de Paris 13^{ème} (95% BDE 209) et pour le site de Boissy (94% BDE 209). Le BDE 47 ne représentant au plus que 10% du total et la contamination se composant pour le reste de BDE 209 (Figure 74). Cette analyse montre qu'il y a une légère influence des entreprises présentes dans la zone

industrielle sur le bruit de fond de contamination vis-à-vis de ces molécules. Cependant, cette contamination demeure inférieure à celle des autres groupes chimiques.

- Les organochlorés

Le référencement est également réalisé seulement par rapport à Paris en raison de concentrations en HCB historiquement élevées dans les matrices atmosphériques de la région agricole de la Brie (**Chevreuil et al., 1996**). Sa demi-vie dans les sols étant estimé jusqu'à 23 ans, les émissions diffuses à partir des sols persistent pour cette pollution historique d'origine agricole, les rejets industriels étant considérés comme des sources mineures d'hexachlorobenzène dans l'environnement (air et eau) (**Brigon et al., 2005**).

Concernant les PCB, la contamination de l'air en hiver est un peu plus faible sur la ZI qu'à Paris, soit 0,11 et 0,14 ng/m³ contre 0,18 ng/m³. Par contre, leurs concentrations en été à Limay « gymnase » et Porcheville « piscine », 0,23 ng/m³ approchent celle de Paris 0,25 ng/m³ et sont plus élevées qu'à Boissy-le-Châtel (Figure 74). Le site de Limay et celui de Porcheville « piscine » ont ainsi une valeur supérieure à celle du site Porcheville « EPM ».

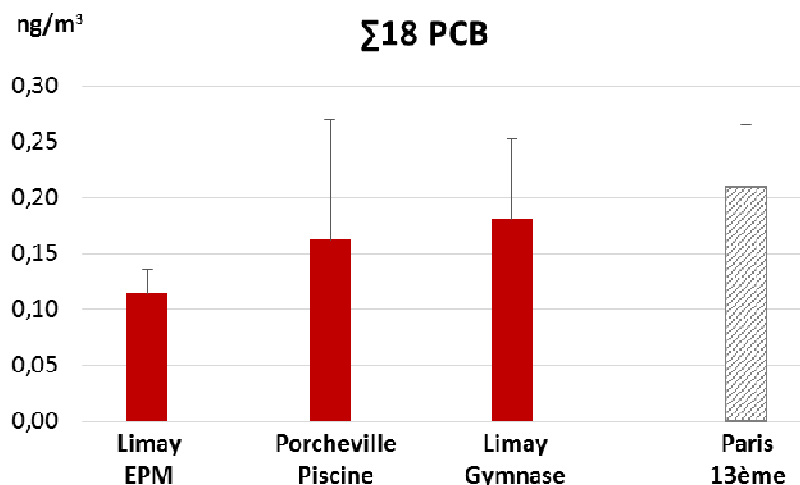


Figure 74: Concentrations moyennes totales en PCB (Σ18) sur la ZI de Limay-Porcheville en comparaison avec le site de référence de Paris. Significativité des concentrations de la ZI de Limay-Porcheville par comparaison avec le site de référence de Paris

Sur le site de prélèvement de Limay, les PCB comme les phtalates sembleraient avoir des origines communes, le fonctionnement du centre de destruction de VHU et/ou le CTDD, suivant que les vents soient davantage orientés au sud-ouest, ou à l'ouest. Ces micropolluants se trouvant à l'état gazeux dans une proportion générale de l'ordre de 20%, d'autres sources passives de volatilisation externes à la ZI peuvent plus ou moins masquer l'apport des sources ponctuelles suspectées, en période chaude.

Concernant les chlorobenzènes, le site de Porcheville « EPM » est celui qui présente les concentrations hiver/été, les plus faibles soit 0,02 à 0,03 ng/m³ pour le PeCB et 0,05 à 0,06 ng/m³ pour l’HCB. Par contre, le site de Limay « Gymnase » présente encore en hiver la valeur la plus élevée en HCB, 0,07 ng/m³, contre 0,05 ng/m³ pour le site Porcheville « piscine ». Cette évolution spatio-temporelle est analogue à celle précédemment observée pour les HAP et ces deux groupes de contaminants pourraient aussi avoir une source commune d’émission par combustion dans le fonctionnement permanent du CTDD situé sur la commune de Limay. Cette hypothèse paraît d’autant plus vraisemblable que la concentration en HCB est habituellement toujours homogène hors la proximité immédiate d’une source de production, en raison de sa grande valeur de demi-vie atmosphérique (2,6 années) permettant une homogénéisation de sa présence à grande échelle.

La tendance pour le PeCB et l’HCB montre des concentrations sur les trois sites de la zone industrielle du même ordre de grandeur que celle de Paris 13^{ème} (Figure 75). Ainsi cette analyse montre qu’il n’y a pas d’influence particulière des entreprises présentes dans la zone industrielle sur le bruit de fond de contamination vis-à-vis des composés organochlorés.

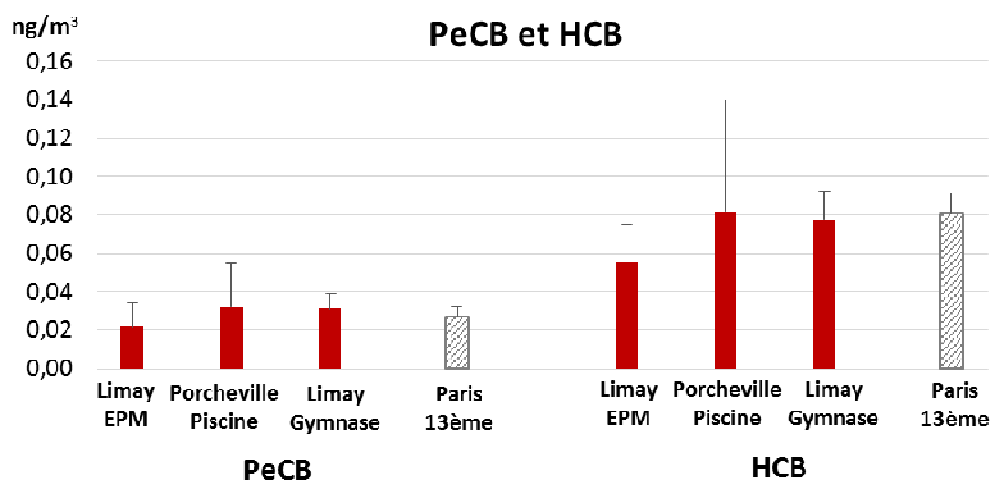


Figure 75: Concentrations moyennes totales en PeCB et en HCB sur la ZI de Limay-Porcheville en comparaison avec le site de référence de Paris. Significativité des concentrations de la ZI de Limay-Porcheville par comparaison avec le site de référence de Paris

Au stade de l’analyse des résultats obtenus par échantillonnage actif, il ressort que la station de Limay « gymnase » se trouverait majoritairement sous l’influence des panaches de dispersion des émissions industrielle, VHU, CTDD et urbaine en absence du fonctionnement du CPT pendant la durée de l’étude. L’état de la qualité l’air au sein de la ZI de Limay-Porcheville serait surtout dégradé vis-à-vis des phtalates et des PBDE, bien que ces derniers se présentent à des concentrations qui sont environ mille fois inférieures aux premiers. Celles

en HAP s’y trouvent en moyenne juste un peu supérieures qu’à Paris (5,4 ng/m³ contre 4,8 ng/m³), à l’inverse des PCB et de l’HCB. Le PeCB est à un niveau de présence sur la ZI égal à celui de Paris (0,03 ng/m³). Sur l’ensemble des contaminants, l’état du milieu présente un état de dégradation équivalent à celui du centre urbain de Paris, mais qui dépasse largement celui d’un habitat rural.

3.3.2 Etude de la contamination par échantillonnage passif : cas de la ZI de Limay-Porcheville

La confrontation des résultats respectivement obtenus avec les échantillonneurs actifs et les capteurs passifs jumelés, ainsi que ceux qui ont été placés dans des habitats résidentiels, ont permis de préciser les hypothèses formulées. Ces derniers avaient été implantés sur les bâtiments des services techniques de la commune de Limay (S.T) et d’un centre médico-social à Mantes-la-Ville (E.M.S.), ainsi qu’au voisinage du parc d’activité de la centrale thermique de Porcheville (CTP). L’ensemble des résultats calculés en concentration gazeuse est rapporté au tableau 65. Malgré que l’échantillonnage ne soit effectué que sur la phase gazeuse, les tendances précédemment observées sont pour l’essentiel reproduites.

ng.m ⁻³	Hiver 2014								Eté 2014							
	PUF Porc. (Piscine)	PUF Limay (Gymnase)	PUF Porcheville (EPM)	PUF Limay S. Tech	PUF Mantes la Ville (Et M.S.)	PUF Porc. (CPT)	PUF Paris 13 ^{ème}	PUF Boissy le Châtel	PUF Porc. (Piscine)	PUF Limay (Gymnase)	PUF Porc. (EPM)	PUF Limay S. Tech	PUF Mantes la Ville (Et M.S.)	PUF Porc. (CPT)	PUF Paris 13 ^{ème}	PUF Boissy le Châtel
Σ 8 Phtalates	3,1	6,86	4,43	1,45	3,7	2,11	14,21	4,36	4	29,58	7,8	11,94	18,78	3,26	6,96	5,67
Σ 15 HAP	14,01	29,2	18,57	14,61	16,25	18,62	16,33	20,38	6,17	29,3	8,09	6,84	12,67	12,95	7,88	10,7
Σ 8 PBDE	0,01	0,02	0,03	0,02	0,04	0,01	0,02	0,01	0	0,06	0,02	0,02	0,06	0,01	0,03	0,02
Σ 18 PCB	0,06	0,11	0,08	0,09	0,14	0,09	0,15	0,06	0,05	0,46	0,05	0,14	0,31	0,05	0,08	0,1
Σ 7 PCB_i	0,05	0,09	0,06	0,07	0,11	0,07	0,11	0,04	0,04	0,36	0,04	0,11	0,23	0,04	0,06	0,07
Σ PCB-DL	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,01	0,09	0,01	0,04	0,07	0,01	0,02	0,02
PeCB	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
HCB	0,21	0,31	0,2	0,13	0,2	0,11	0,25	0,21	0,18	0,87	0,24	0,25	0,35	0,19	0,18	0,19

Tableau 65: Concentrations en COSV à partir des capteurs passifs sur la zone de Limay-Porcheville

Ainsi pour les phtalates le site Limay « Gymnase » présente à nouveau successivement en hiver, puis en été les plus fortes valeurs avec les hiérarchies suivantes de concentrations (Figure 76):

GYMN> EPM> EMS> Pisc> CTP> ST (Hiver)

et

GYMN> EMS> ST> EPM> Pisc> CTP (Eté)

Bien que des valeurs de sites urbains puissent s’interposer entre celles des trois premiers sites, le site Limay « Gymnase » demeure toujours le plus contaminé sur chacune des deux périodes avec une concentration 1,5 fois supérieure à celle de la suivante.

La plus forte contamination en HAP de ce site est confirmé en été avec **GYMN> EPM/CPT> EMS> Pisc/ST** et une concentration supérieure d’un facteur 1,6. Il est par contre également le plus contaminé en été et d’un facteur 2, bien qu’il n’était qu’en deuxième position en hiver (**GYMN> EMS /CPT> EPM > Pisc> ST**).

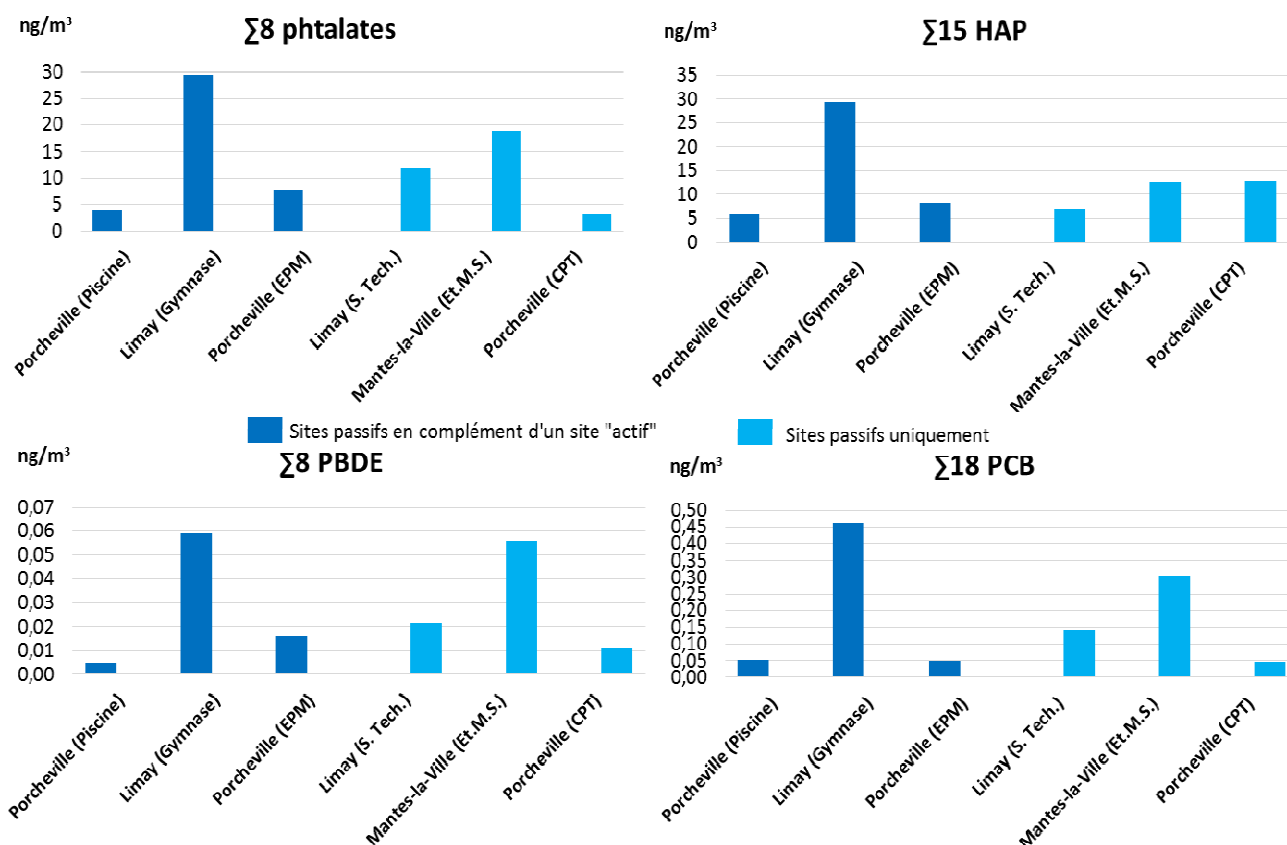


Figure 76: Concentrations en COSV dans l’air par les capteurs passifs en été 2014

Pour les PBDE et notamment le BDE 209 seulement présents à l’état de trace en phase gazeuse, les valeurs obtenues demeurent faibles et peu variables, mis à part que le capteur du site EMS présente en hiver et en été une valeur de 2 à 3 fois supérieures à celles des cinq autres sites.

A propos des PCB ($\Sigma 18$), les résultats sur capteurs passifs sont aussi totalement en accord avec ceux des échantillonneurs actifs avec une concentration maximale en « été » et le même ordre d'organisation, soit en conditions hivernales **EMS > GYMN > EPM > ST/CPT > Pisc** et en conditions estivales **GYMN > EMS > ST > EPM / Pisc /CPT**. Il faut noter par ailleurs que les valeurs de concentration sont des deux sites EMS à Mantes-la-Ville et EST de Limay sont le plus souvent relativement proches de celle au gymnase, ces trois sites se trouvant à égales distances du centre de destruction de VHU.

Les concentrations en PeCB sont toujours très faibles et homogènes comme celle en PBDE, à l'exception en été du site du gymnase, où elle a été trois fois plus élevée que celle des cinq autres sites. Par contre, la contamination à la même période était également homogène sur les trois sites d'échantillonnage actif. Le site du gymnase de Limay est aussi le plus contaminé en HCB avec successivement **GYMN > EMS / EPM / Pisc > ST > CPT** et **GYMN > EMS > EPM / ST > Pisc /CPT**. Le site EMS qui est le plus proche du centre de destruction VHU est encore le second plus contaminé.

Bien que les valeurs de concentrations calculées à partir des capteurs passifs puissent encore différer d'un facteur deux à trois de celles des préleveurs actifs, la hiérarchie des groupes chimique et du niveau de contamination des sites est en général bien respectée. Dans le cas présent, un réseau de six capteurs a permis de confirmer une influence des émissions du centre de destruction de VHU sur le niveau de base de la contamination, notamment en phtalates, PCB et HCB. Cependant, le site du gymnase de Limay se trouvant à égale distance du VHU et du CTDD, il n'est pas exclu qu'il puisse alternativement se trouver sous le vent de ces deux sources d'émission. Ces résultats soulignent l'intérêt d'employer des capteurs passifs pour la caractérisation d'une source émettrice, ce qui serait impossible avec les seuls équipements conventionnels.

3.3.3 Evolution des niveaux de contamination au sein de l'ISDD de Guitrancourt

A noter, les trois capteurs passifs de l'installation de stockage de déchets dangereux étaient positionnés en zone boisée et en limite immédiate sur les communes de Gargenville, Guitrancourt et Issou. Les valeurs de concentration par familles et par « saison » sont rapportées au tableau 66.

ng.m ⁻³	Hiver 2014					Eté 2014				
	PUF Gargenville (Bois)	PUF Guitrancourt	PUF Issou	PUF Paris 13ème	PUF Boissy le Châtel	PUF Gargenville (Bois)	PUF Guitrancourt	PUF Issou	PUF Paris 13ème	PUF Boissy le Châtel
Σ 8 Phtalates	6,55	5,31	7,5	14,21	4,36	11,48	3,52	11,63	6,96	5,67
Σ 15 HAP	7,28	7,64	9,67	16,33	20,38	2	2,42	1,91	7,88	10,7
Σ 8 PBDE	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,03	0,02
Σ 18 PCB	0,05	0,03	0,02	0,15	0,06	0,21	0,14	0,14	0,08	0,1
Σ 7 PCB i	0,04	0,02	0,01	0,11	0,04	0,16	0,11	0,11	0,06	0,07
Σ PCB- DL	0,01	0,01	0,01	0,04	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02	0,02
PeCB	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
HCB	0,26	0,19	0,22	0,25	0,21	0,24	0,2	0,19	0,18	0,19

Tableau 66: Concentrations en COSV à partir des capteurs passifs sur la zone de ISDD Guitrancourt

En « hiver », les concentrations en HAP sont équivalentes à celles en phtalates, avec des valeurs peu différentes suivant l'emplacement des capteurs et toutes les concentrations sont comprises dans une plage restreinte de 5,3 à 9,7 ng/m³. Sur le site d'Issou, les valeurs sont un peu plus élevées aussi bien en phtalates qu'en HAP, sans explication possible. Pour les autres composés, PBDE, PeCB et PCB, les valeurs sont faibles et comprises entre 0,010 et 0,050 ng/m³. Seul l'HCB présente une concentration homogène de l'ordre de 0,2 ng/m³.

En « été », les concentrations en phtalates sont comprises entre 3,5 ng/m³ à Guitrancourt et 11 ng/m³ sur les deux autres sites et dépassent celles de tous les autres composés. Les PCB sont avec ces derniers les seuls à présenter des concentrations plus élevées avec l'augmentation de température dans un rapport de 4 à 7 suivant les capteurs. Les concentrations en PBDE, PeCB et HCB sont stables sur 14 semaines de la durée de l'étude, ce qui conduit à supposer que l'installation ne serait à l'origine que de l'émission de phtalates et de PCB, lors de température plus importantes. La comparaison des concentrations de ces derniers en zone boisée limitrophe de la ISDD avec celles de la ZI de Limay-Porcheville et des communes voisines montre que les concentrations en COSV leurs sont ici en général équivalente. Ces données confortent l'existence d'émissions ponctuelles dont l'influence resterait cependant limitée aux habitats les plus proches. Par ailleurs, sur chaque période de l'étude et pour tous les COSV étudiés, la concentration moyenne des capteurs passifs de l'ISDD demeurent inférieure à celle du site du Gymnase de Limay. Cet autre résultat renforce

l'hypothèse d'un impact plus particulier sur la qualité de l'air des deux sources préalablement suspectées, le centre de destruction VHU et le CTDD, ce qui ne corrobore pas l'influence probable d'autres sources diffuses évoquées par Airparif à propos de l'arsenic et du Cadmiun (**Airparif, 2012**).

En résumé, il ressort que la qualité de l'air est dégradée sur le secteur étendue aux communes limitrophes de la ZI de Limay-Porcheville par des émissions de phtalates et de PBDE se réalisant probablement à partir des activités du centre de destruction de VHU et/ou du CTDD de Limay. Tandis que l'ISDD serait à l'origine d'émissions de phtalates et de PCB, lors de températures élevées. L'analyse ultérieure de la qualité de l'air et de la contamination d'indicateurs et de bio-indicateurs en fonction des habitats et/ou des activités dans la totalité des contextes ici étudiés a permis de mieux préciser l'importance des degrés d'exposition des milieux et de l'Homme.

Chapitre 5 :

Hiérarchisation des sites d'étude et approche du risque potentiel sanitaire de contamination de la population riveraine

Les résultats obtenus, dans le chapitre 4, dans les différents milieux étudiés ont révélé une prédominance de la contamination non halogénées (95 % de la contamination) en phtalates puis en HAP sur celle des POP chlorés ou bromés suivant l'ordre d'importance majoritaire : PCB > HCB > PBDE > PeCB. En absence de valeur réglementaire sur leurs concentrations ambiante, l'approche du risque potentiel sanitaire des populations à proximité des sources a été réalisée par surveillance directe et indirecte de la qualité de l'air à partir d'indicateurs et de bio-accumulateurs. La hiérarchie de la contamination des sites est réalisée suivant la typologie des environnements sur la base des valeurs moyennes de concentration totale ou en phase gazeuse dans l'air et des niveaux de présence dans des bio-accumulateurs végétaux, les retombées atmosphériques et les sols.

Cette approche sera réalisée par la démarche de l'interprétation de l'état du milieu (IEM). L'objectif principal de l'IEM, telle qu'elle est définie dans la circulaire du 9 août 2013, est d'évaluer le danger d'exposition des populations riveraines habitant dans des environnements comportant des sources ou vecteurs d'émission de COSV (MEDDE and MASS, 2013).

1. Hiérarchisation des sites d'étude pour la matrice air

La première hiérarchisation a été réalisée à partir des concentrations moyennes dans l'air par site sur la durée totale des prélèvements (échantillonneurs actifs et capteurs passifs). Il faut toutefois noter que les différents milieux n'ont pu être étudiés simultanément qu'avec ceux de référence et que les données ont été acquises sur deux ans, ainsi cette hiérarchisation est réalisée en supposant que les contaminations des sites furent équivalentes au cours des deux années de réalisation de la phase expérimentale de terrain.

Dans un premier temps, les concentrations de la matrice air (ng/m^3) pour les prélèvements d'air actifs sont présentées dans la figure 77.

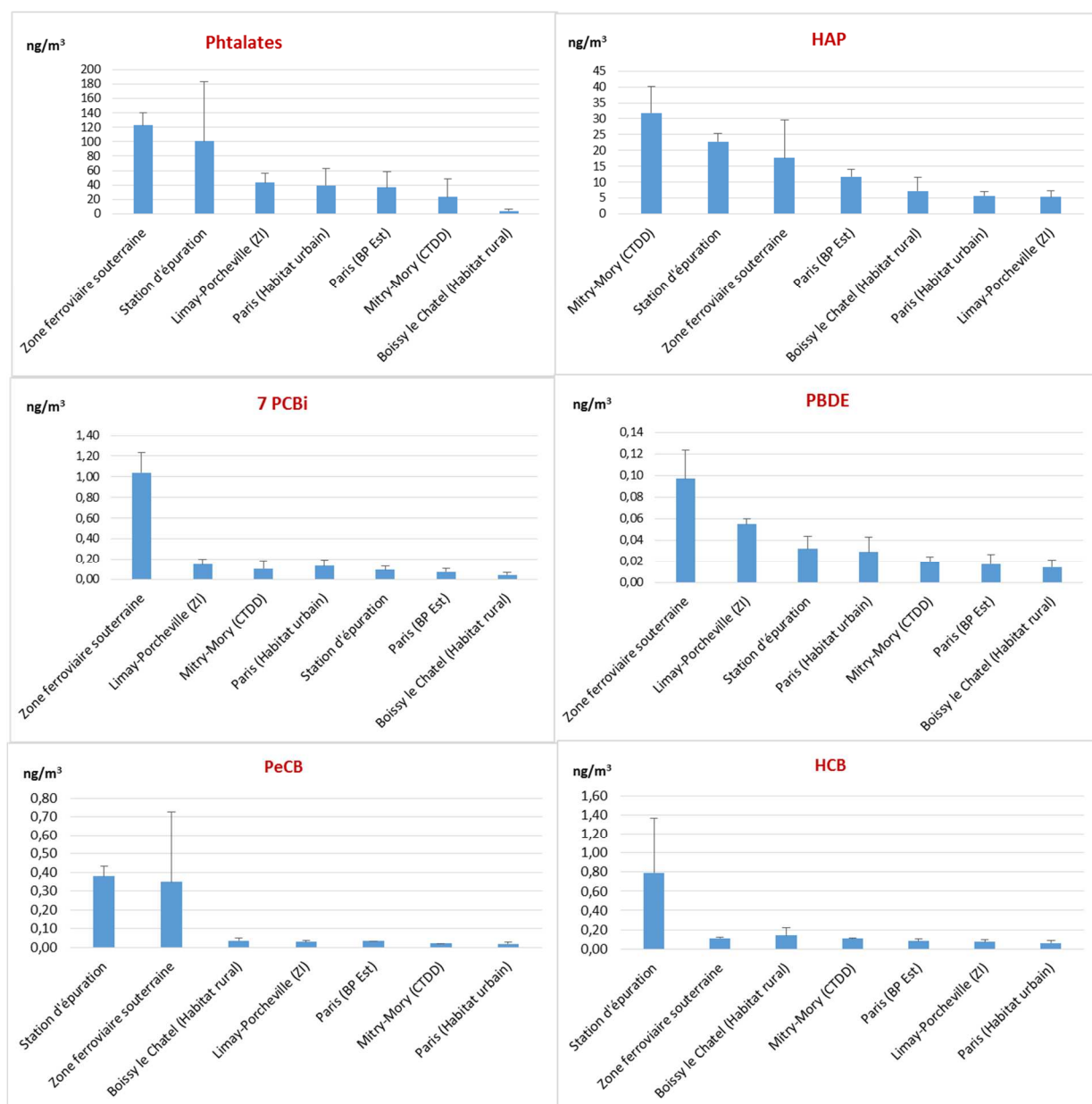


Figure 77: Hiérarchisation des sites d'étude en fonction des concentrations de la matrice air pour les prélèvements actifs

Les résultats par méthode de prélèvements actifs semblent indiquer que l'enceinte ferroviaire souterraine présenterait les concentrations les plus élevées. Les concentrations déterminées en milieu souterrain sont par rapport à celles de l'air extérieur parisien deux fois plus élevées pour les PBDE et jusqu'à dix fois pour les PCB. Les deux principaux facteurs associés à la contamination plus importante du milieu souterrain résident dans la contamination initiale de l'air extérieur apportée par la ventilation à laquelle se superposent en proportion plus ou moins importante des émissions internes provenant du milieu et/ou de l'exploitation ferroviaire en absence de dégradation photolytique (**Direction générale de la Santé, 2003**) .

Le facteur d'accroissement des concentrations entre l'extérieur et l'intérieur de l'enceinte ferroviaire, est relativement différente suivant les COSV étudiés et en rapport avec l'existence actuelle ou passée de sources spécifiques individuelles ou communes à plusieurs molécules. Le résultat d'une différence aussi importante pour les PCB, n'est pas surprenant en considération de l'historique et de la diversité des origines possibles de cette contamination dans ce type de milieu. Par contre, le fait que la contamination en HAP en enceinte ferroviaire souterraine puisse être même supérieure à celles mesurées à proximité d'un axe de trafic autoroutier intense l'est davantage et il serait utile de pouvoir déterminer l'écart entre les flux d'entrée et de sortie de tous ces COSV vers le milieu extérieur, en se basant sur les débits d'air de ventilation, comme cela a pu être fait pour l'étape d'épuration biologique des eaux usées. Le trafic routier est, quant à lui, non seulement à l'origine d'émissions de HAP mais également de phtalates autres que celles habituellement déterminées dans l'air ambiant. Il faut toutefois noter que la prise en compte d'une concentration moyenne de référence dans l'air du cœur de Paris, sur deux années de prélèvement masque leur augmentation précédente dans un rapport de 1 à 2,5 à proximité du trafic. L'assainissement et l'épuration des eaux usées constituent, comme le trafic autoroutier, un autre vecteur identifié d'émission de phtalates, de HAP, et de chlorobenzènes. Il faut toutefois relativiser ces résultats comme ceux obtenus au sein des enceintes ferroviaires souterrains car les prélèvements avaient pu être réalisés dans ces deux cas au plus près des possibilités d'émissions diffuses. Dans le cadre des activités d'assainissement, il serait également utile de pouvoir estimer les flux d'émission en fonction des types de filières, de leur dimensionnement, de leur environnement et de l'origine des eaux usées acheminées en station.

Concernant le site du CTDD en ZI de Mitry-Mory, l'activité du centre de tri et de stockage de déchets dangereux paraît trop peu importante pour avoir une incidence notable sur la contamination de l'air ambiant, ce qui n'est pas le cas d'un dépôt de produits pétroliers qui place cette ZI comme le site de l'étude le plus contaminé pour sa concentration ambiante en HAP.

Dans le secteur sud de la ZI de Limay, deux autres entreprises (VHU et CTDD) paraissent constituer des sources quasi continues à la fois de phtalates, de HAP, de PCB, de PBDE et d'HCB. Cependant, si les concentrations de ces derniers au centre de la ZI sont très supérieures à celles d'une commune rurale (Boissy-le-Châtel), elles restent très proches celle de l'habitat urbain très dense de Paris.

Dans un second temps, les concentrations de la matrice air (ng/m^3) pour les prélèvements d'air passifs sont présentées dans la figure 78.

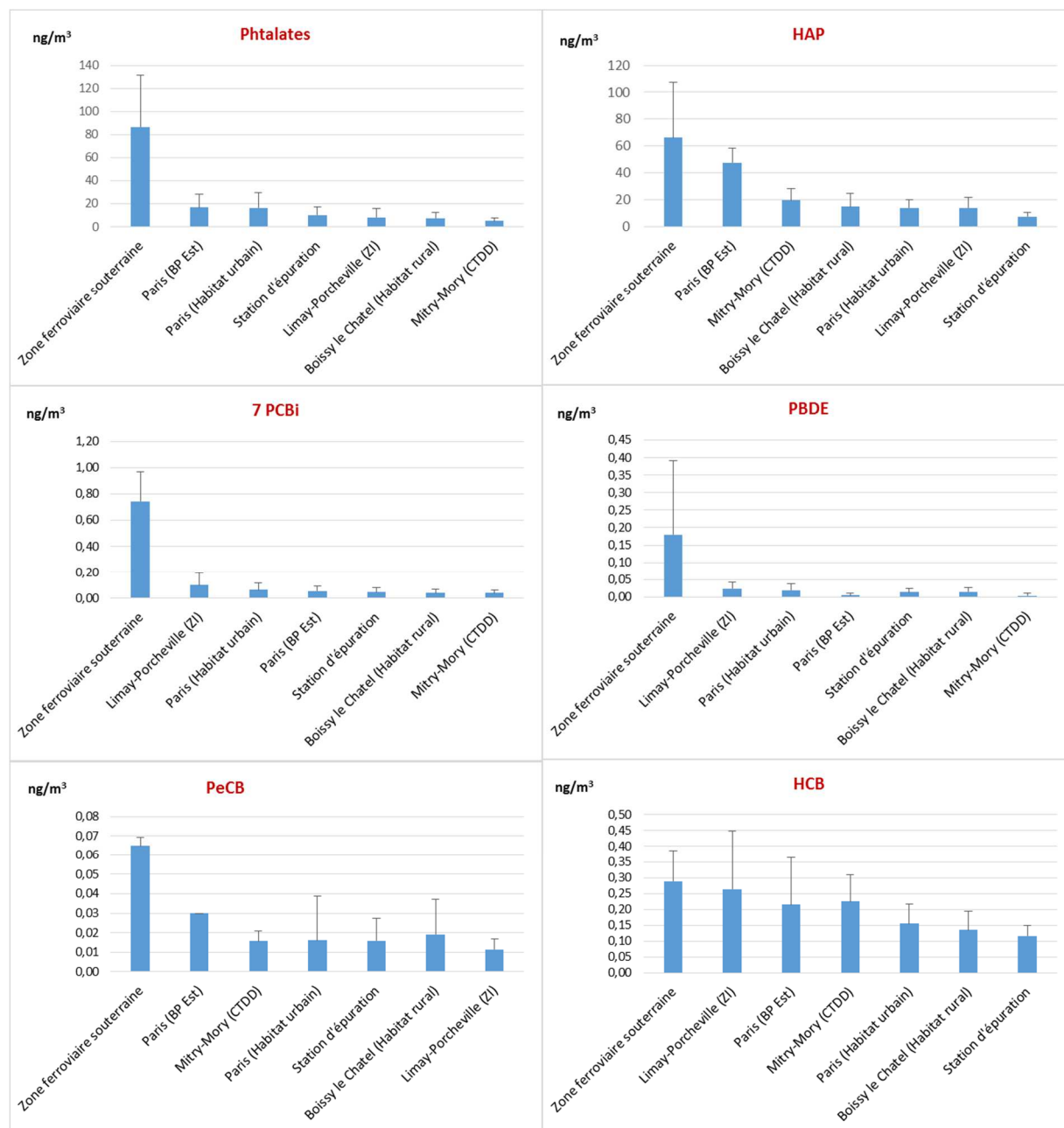


Figure 78: Hiérarchisation des sites d'étude en fonction des concentrations de la matrice air pour les prélèvements passifs

Les résultats obtenus à partir des capteurs passifs concordent avec ceux obtenus pour la hiérarchisation des sites à partir des prélèvements d'air actifs et il en ressort également que la zone ferroviaire souterraine présenterait aussi des concentrations plus importantes en phtalates, PCB, PBDE, PECB et HCB (Figure 78), avec à nouveau une concentration de PCB en phase gazeuse dix fois plus élevées pour ce site. Il faut toutefois noter une exception, qui concerne les HAP en milieu souterrain, qui deviennent prédominant sur ceux de la ZI de

Mitry-Mory au droit du CTDD en «capteur passif ». Ceci peut être expliqué, tout au moins en partie, par le fait que la comparaison ne porte pas sur les mêmes matrices (phase gazeuse ou phases gazeuse et particulaire). Ainsi, la concentration en HAP en phase gazeuse de l'enceinte ferroviaire souterraine (air intérieur) se trouve être supérieure à celle du site de Mitry-Mory (air extérieur), un résultat à priori paradoxal avec une concentration en particules fines en milieu souterrain 2,5 fois supérieure à celle de l'air entrant (**Airparif & RATP, 2009**). Toutefois d'autres paramètres non identifiés peuvent être à l'origine de ce constat : phénomènes de turbulence, particules fines piégées sur l'adsorbant du capteur, etc. Cette étude permet ainsi de mettre en évidence que des activités de transport avec ou sans processus de combustion peuvent constituer des vecteurs communs d'introduction de COSV dans l'air extérieur urbain. Cependant, leurs contribution en matière d'exposition humaine doit être pondérée en fonction de budget espace/temps propres à chaque individu.

Les résultats pour le secteur de Limay-Porcheville sont également cohérents dans l'ensemble entre les préleveurs actifs et passifs notamment pour les PCB et les PBDE. Concernant la qualité de l'air ambiant dans le secteur de Guitrancourt, cette zone périphérique de l'ISDD apparaît être la moins contaminé en HAP de l'étude car relativement éloignée de tout processus de combustion. Par contre, il s'avère que la population riveraine des communes alentours, Guitrancourt, Issou et Gargenville, inhalerait un air un peu plus contaminé par les PCB, les PBDE et l'HCB que celui des deux habitats de référence (Paris et Boissy-le-Châtel) ou des communes voisines de la ZI de Mitry-Mory.

L'emploi complémentaire de préleveurs d'air actifs et passifs permet ici à plus grande échelle spatio-temporelle d'obtenir des résultats cohérents, malgré l'absence d'étalonnage, à ce jour, pour les phtalates, ce qui conforte l'intérêt de leur utilisation pour la couverture de zone d'étude régionale.

L'analyse en composantes principales (ACP) sert à mettre en évidence des corrélations entre les variables (similarités) et à observer des ressemblances entre les individus. Dans le cas de l'ACP réalisée (Figure 79), les variables sont les concentrations en air total (ng/m³) pour l'ensemble des familles de composés ($\sum 8$ phtalates, $\sum 15$ HAP, $\sum 8$ PBDE, $\sum 18$ PCB, PeCB et HCB) pour les différents sites d'étude.

L'interprétation des résultats se restreint ici à deux premières composantes principales (F1 et F2) qui représentent 80% de la variabilité expliquée des variables.

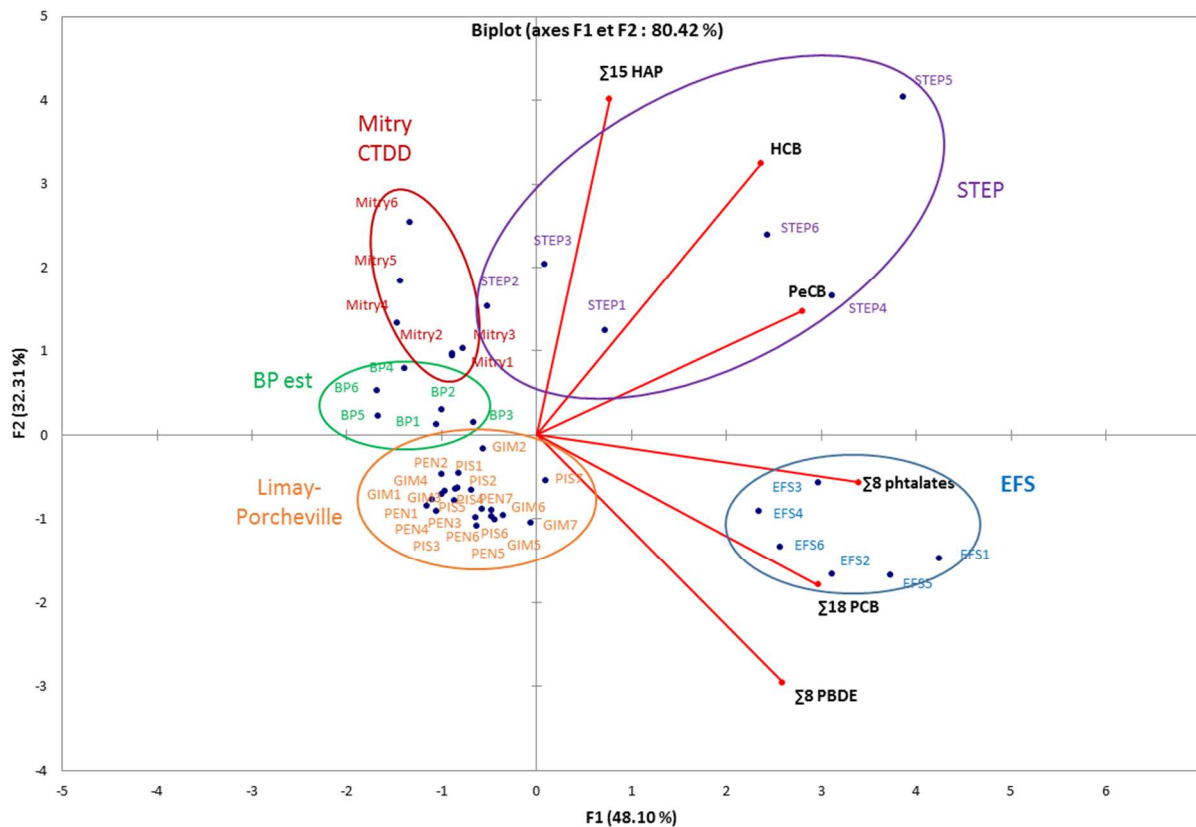


Figure 79: Analyse en composantes principales des familles de composés pour les différents sites d'étude

La 1^{ère} composante principale (F1) est représentée majoritairement par la variable $\Sigma 8$ phtalates (28%) et la 2^{nde} composante principale (F2) est représentée majoritairement par la variable $\Sigma 15$ HAP (39%).

Les résultats font apparaitre cinq groupes d'individus, mettant en évidence des similarités entre les individus d'un même site d'étude. L'enceinte ferroviaire souterraine (EFS) et la STEP montre une grande différence avec les autres sites (Mitry-Mory, BP Est et Limay-Porcheville). L'ACP met en évidence une forte corrélation entre l'EFS et les phtalates ($\Sigma 8$) et les PCB ($\Sigma 18$), tandis que la STEP est influencée par les HAP ($\Sigma 15$), du PeCB et de l'HCB. La variabilité des résultats pour la STEP met en évidence une influence de la température (suivant les saisons). Pour Mitry-Mory, la variabilité des résultats met en évidence une influence des HAP, fonction des vents balayant la zone d'étude comportant un dépôt pétrolier.

De plus, l'ACP permet également de différencier les sites entre eux. Le site de Limay-Porcheville est anti-corrélé avec les HAP et l'HCB. Les sites de BP Est et Mitry-Mory sont quant à eux anti-corrélés par rapport aux phtalates et aux PCB, ainsi qu'au site de l'EFS. Cependant ces anti-corrélations sont assez faibles, car le nuage d'individus est proche de l'origine.

L'ACP réalisée a permis de conforter les résultats obtenus dans le chapitre 4, et d'établir des corrélations entre les variables (familles de composés) et les individus (concentrations des composés pour les différents sites).

2. Etude des bio-accumulateurs végétaux supérieurs

L'évaluation de la contamination de l'air par les polluants organiques persistants peut également s'appuyer sur l'emploi de bio-accumulateurs. Ces derniers sont, soit, des végétaux inférieurs, lichens ou bryophytes (**Augusto et al., 2010; Harmens et al., 2011**), soit des végétaux supérieurs (résineux ou feuillus) (**Franzaring and van der Eerden, 2000; Muller et al., 2001 ; Garrec and Van Haluwyn, 2002**). Les végétaux supérieurs, bien qu'utilisés depuis plusieurs années dans certains programmes de surveillance et d'impact de la pollution gazeuse de l'air sur les organismes terrestres, demeurent encore trop peu utilisés (**Granier and Chevreuil, 1992; Moreau-Guigon et al., 2015; Moreau-Guigon et al., 2011a ; Terzaghi et al., 2015**). Pourtant, les bio-accumulateurs végétaux présentent une mise en œuvre extrêmement simple et peu coûteuse en moyens techniques et personnels, notamment lors de la conduite de stratégie dite *passive* reposant sur l'utilisation de végétaux autochtones.

En complément des échantillonnages par capteurs passifs (phase gazeuse) et par prélèvements dynamiques (phases gazeuse et particulaire), des prélèvements de feuilles de platanes (*Platanus acerifolia*) ont été réalisés sur différents lieux de la zone industrielle de Limay-Porcheville et de Mitry-Mory en 2014. La présence de POP dans les feuilles des végétaux supérieurs est due principalement à un phénomène d'absorption à partir de la phase gazeuse de l'air ambiant (**Granier, 1991 ; Deinun et al., 1995**). Contrairement aux idées reçues, plusieurs études en serre et en champ concluent à une absence de translocation des composés organiques (des racines jusqu'aux feuilles), après absorption racinaire à partir des sols pour divers types de végétaux lorsque les doses appliquées au niveau du sol sont « raisonnables » (**Bacci et Gaggi, 1985 ; 1986 ; Diercxsens et al., 1987 ; Voerman et Besemer, 1975**). Ainsi, les feuilles de végétaux supérieurs adsorbent les COSV sous forme gazeuse et les fixent à la surface de leur cuticule. Cette accumulation s'effectue tout au long de leur croissance et jusqu'à la fin de leur cycle végétatif (soit environ 8 mois). Cela permet d'évaluer la qualité moyenne de l'air d'un site par une intégration d'une durée représentative de l'année. D'après Granier (**1991**), les études de variations inter et intra-spécifiques de concentrations en micropolluants organiques sont de l'ordre d'un facteur 3, autorisant l'utilisation de végétaux comme bio-accumulateurs pour comparer la qualité de l'air entre des niveaux de

contamination très différents à grande échelle ou à l'échelle locale (à proximité immédiate d'une source ponctuelle).

Ces outils contribuent aussi à répondre à l'objectif de hiérarchisation sur l'importante relative de la contamination ambiante de l'air au voisinage de secteurs résidentiels insérés ou voisins de secteurs industriels (zone mixte de Limay-Porcheville, installation de traitement de déchets dangereux de Guitrancourt, zone industrielle de Mitry-Mory), La qualité de l'air de ces habitats a été également évaluée par rapport au bruit de fond de la contamination en centre urbain (Jardin des Plantes, Paris VI) et à celle de la limite intérieure de Paris à proximité immédiate du boulevard périphérique Est (Porte Dorée à Paris).

1 Hiérarchisation sur la zone mixte industrielle et urbaine de Limay-Porcheville

La figure 80 présente les sites de prélèvements des feuilles pour la zone de Limay-Porcheville, et la figure 81 montre les résultats des différentes familles de composés. Les teneurs détaillées pour ce site et chacun des polluants sont présentées en **Annexe T**.

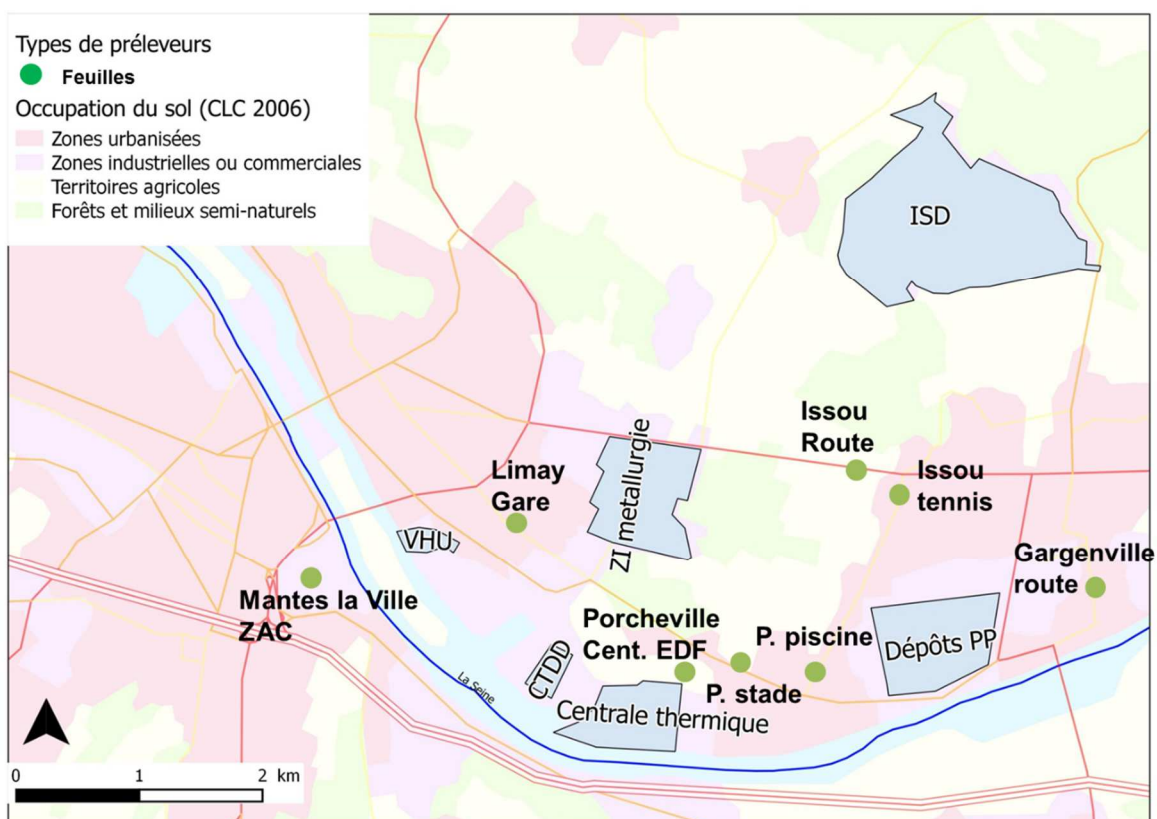


Figure 80: Carte des sites de prélèvement des feuilles de platanes sur la zone industrielle de Limay-Porcheville

La hiérarchisation des contaminants observée dans les feuilles de platanes est aussi cohérente avec celle des prélèvements d'air ambiant (phtalates > HAP > PCB > PBDE). Les teneurs

moyennes pour la zone de Limay-Porcheville sont de 5 880 (\pm 2 500) ng/g pour les phtalates, de 250 (\pm 90) ng/g pour les HAP, de 9,0 (\pm 9,3) ng/g pour les PCB et de 1,0 (\pm 1,3) ng/g pour les PBDE.

Cependant, compte tenu de la multiplicité des sources émettrices potentielles dans le secteur de prélèvement des feuilles et de la variabilité des vents et des panaches de dispersion des émissions sur une durée d'environ 8 mois, la variabilité des teneurs foliaires de chaque famille chimique dans ces feuilles est plutôt faible. La zone d'activité de Mantes-la-Ville présente cependant des teneurs élevées pour les phtalates, les PCB, les PBDE et les HAP. Ce site est celui qui est exposé à la plus grande diversité de sources d'émissions, car il est localisé au cœur d'une zone d'activité tout en étant très proche d'axes de trafic routier et des activités industrielles sur Limay (VHU et CTDD). (Figure 80).

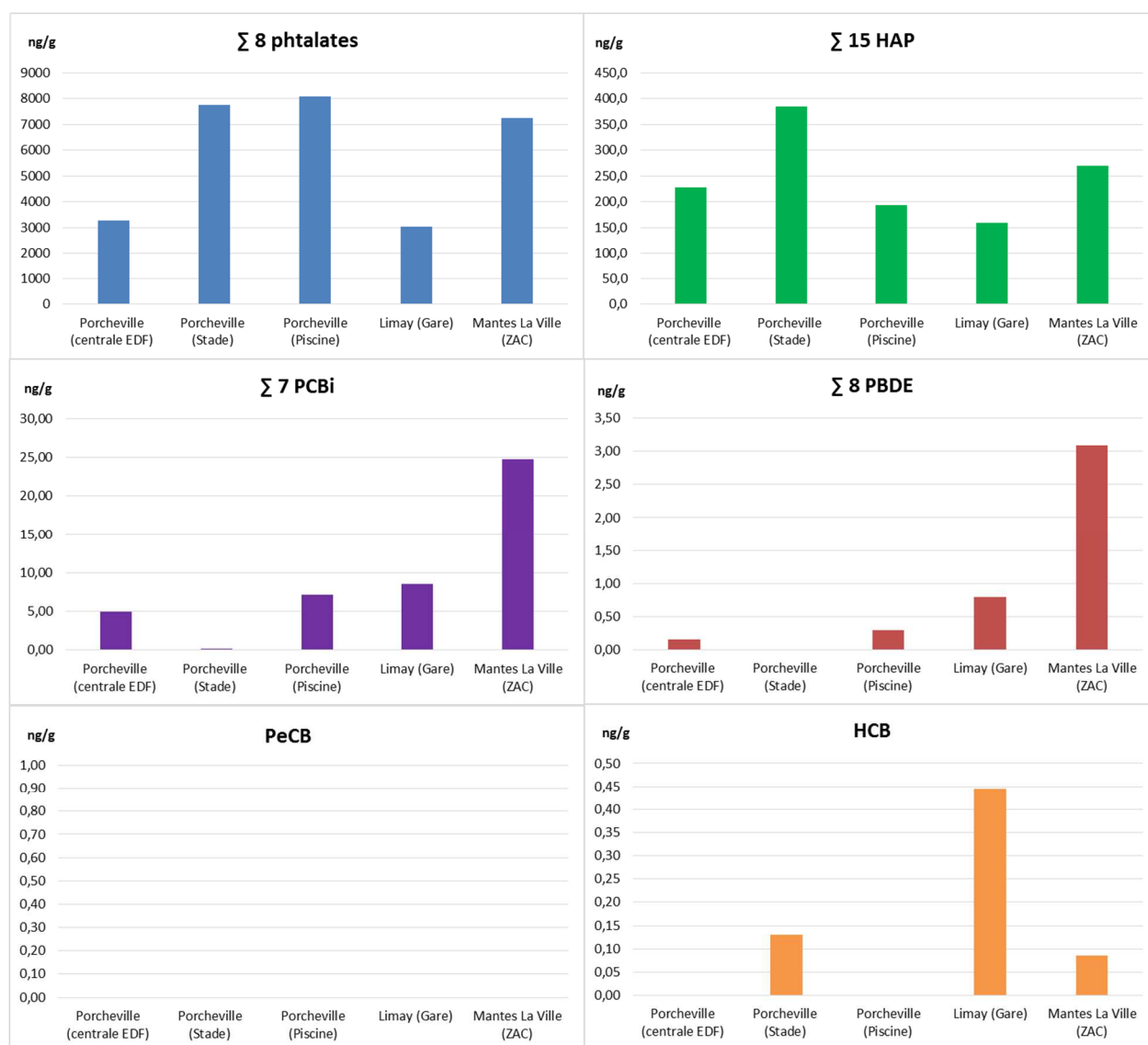


Figure 81: Teneurs en polluants dans les feuilles de platanes pour la zone industrielle de Limay-Porcheville

2 Hiérarchisation près du centre de traitement et d'enfouissement des déchets de Guitrancourt (EMTA)

Des prélèvements de feuilles de platanes ont été réalisés à proximité du centre de traitement des déchets EMTA (filiale de SARP Industries) et dans les villes d'Issou et Gargenville. La figure 82 montre la situation de ce centre de déchets dans la zone de Guitrancourt.

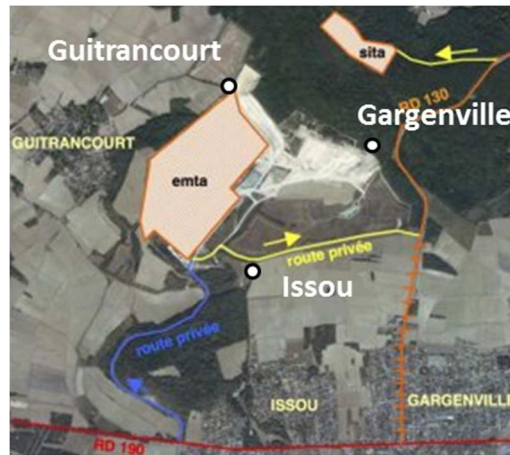


Figure 82: Localisation du centre de traitement des déchets dangereux de Guitrancourt (source : <http://av13c.org/local/cache-vignettes/L400xH283/emtaguitrancourt-674d1.jpg>)

La figure 83 montre les résultats des différentes familles de composés. Les teneurs détaillées pour ce site et chacun des polluants sont présentées en **annexe T**.

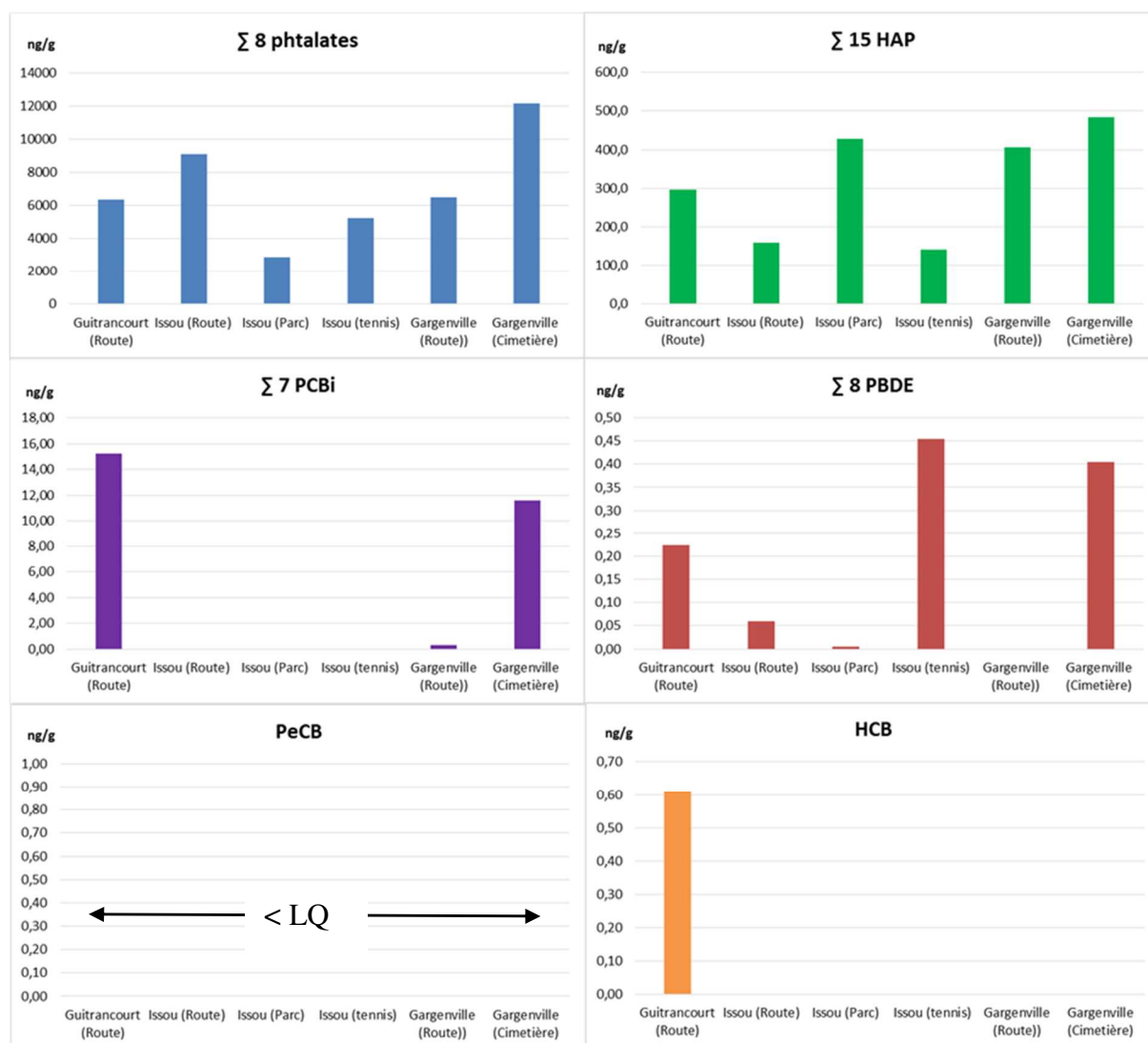


Figure 83: Teneurs en polluants dans les feuilles de platanes pour la zone de Guitrancourt, Issou- Gargenville

La hiérarchisation des contaminants observée est la même que pour la zone industrielle de Limay-Porcheville (phtalates > HAP > PCB > PBDE). Les teneurs moyennes pour la zone de traitement des déchets de Guitrancourt sont de 7 020 (\pm 3 220) ng/g pour les phtalates, de 320 (\pm 145) ng/g pour les HAP, de 4,5 (\pm 7,0) ng/g pour les PCB et de 0,2 (\pm 0,2) ng/g pour les PBDE, et sont toutes inférieures au $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les chlorobenzènes qui sont probablement trop volatils pour pouvoir être adsorbés sur la cuticule des feuilles. D'autre part, la limite de quantification est plus élevée pour cette matrice biologique.

Les points de prélèvement disponibles, sont en fait ici (i) trop éloignés de l'ISDD et situé à environ mi-distance de cette installation et de la ZI de Limay-Porcheville et (ii) avec la variabilité des secteurs de vent sur 8 mois et avec un paysage relativement ouvert, il n'apparaît pas ici de sectorisation de la contamination par mesure indirecte de la qualité de

l'air. Il en résulte que les plages de concentration par famille sont similaires à celle de zone mixte industrielle et urbaine de Limay-Porcheville

La variabilité des teneurs en PBDE entre les sites d'Issou, de Gargenville et de Guitrancourt ne permettent pas d'émettre d'hypothèses plausibles. Il est seulement envisageable, d'émettre l'hypothèse que la plus forte contamination en PCB des feuilles pour le site de Guitrancourt pourrait résulter d'émissions par volatilisation passive à partir de secteurs d'activités de traitement de déchets dangereux anciennement contaminés en PCB.

3 Hiérarchisation sur la zone industrielle de Mitry-Mory

Des prélèvements de feuilles de platanes ont été réalisés à proximité du centre de traitement et de valorisation des déchets dangereux GEREP de Mitry-Mory, dans la ville de Villepinte, de Claye-Souilly et de Dammartin-en-Goële (Figure 84).

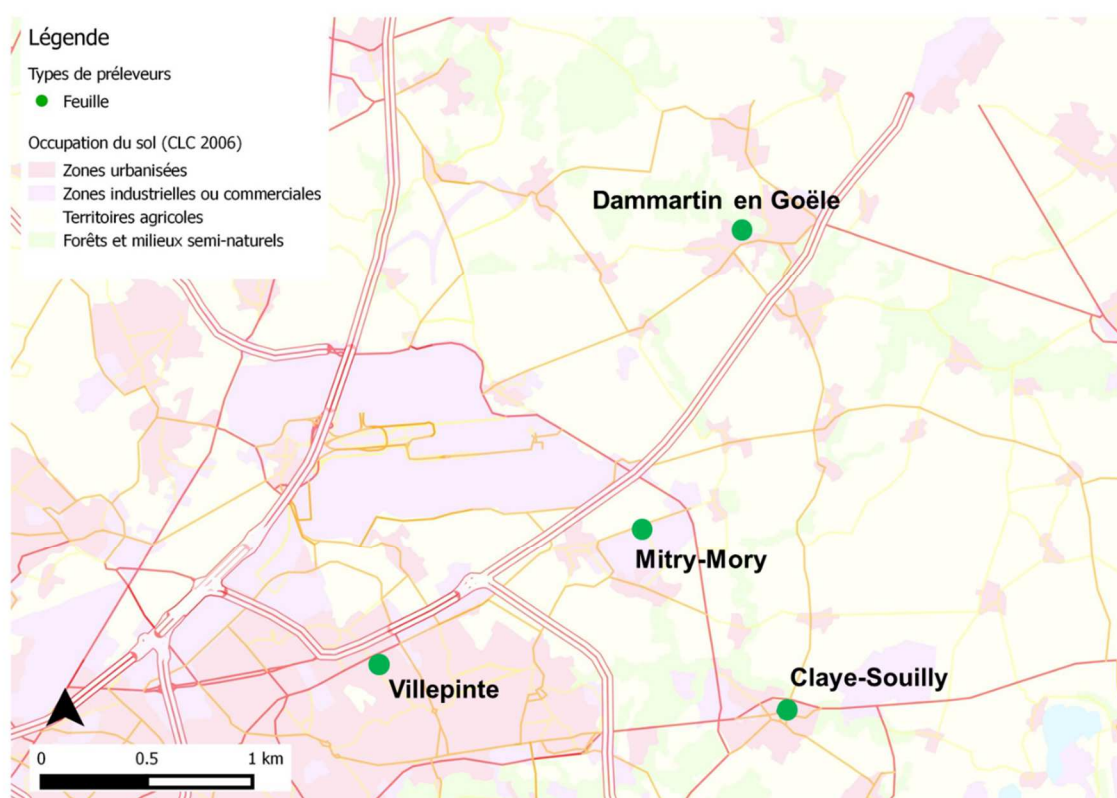


Figure 84: Carte des sites de prélèvement des feuilles de platanes sur la zone industrielle de Mitry-Mory

La figure 85 montre les résultats des différentes familles de composés. Les teneurs détaillées pour ce site et chacun des polluants sont présentées en **annexe T**.

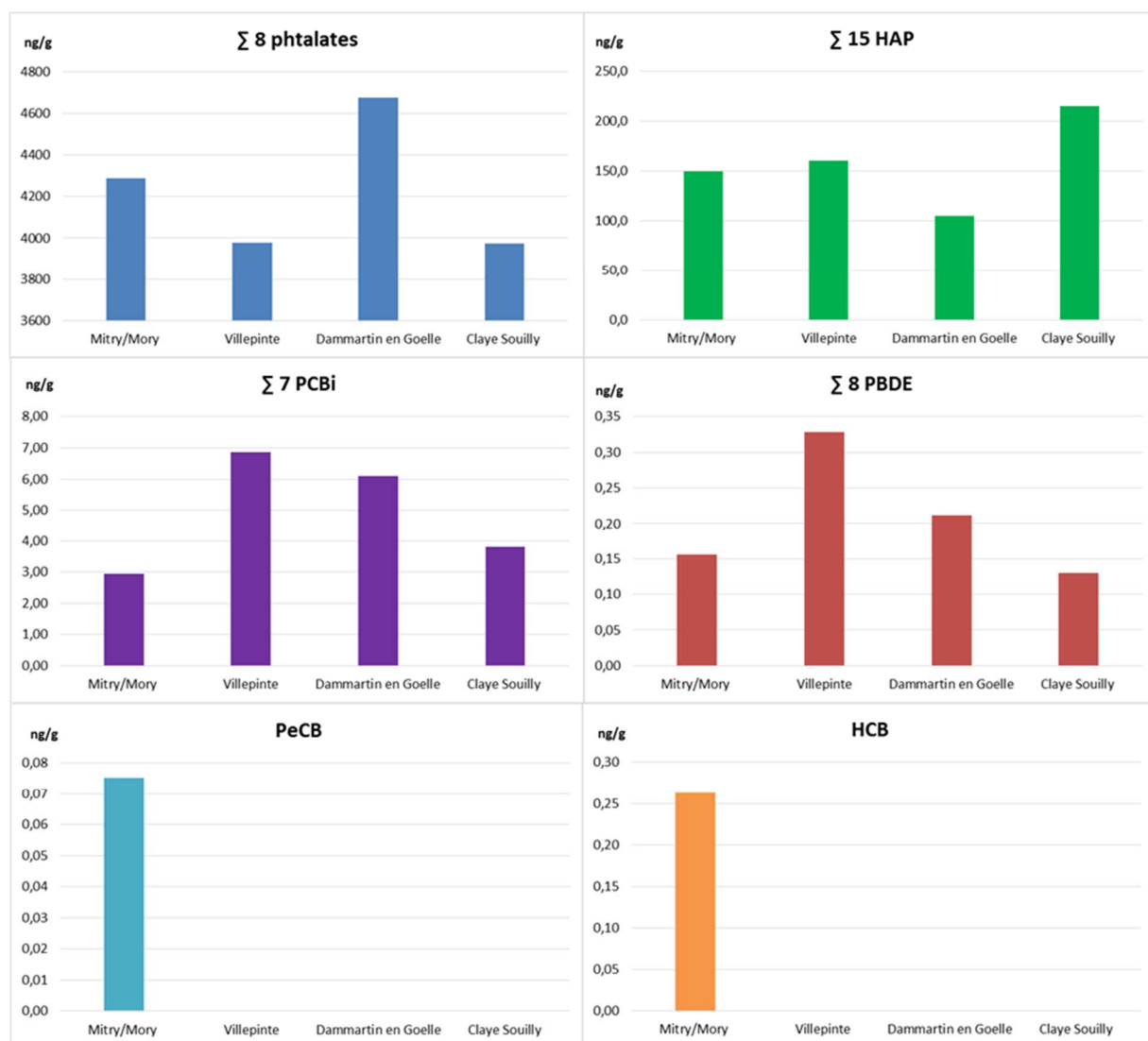


Figure 85: Teneurs en polluants dans les feuilles de platanes pour la zone industrielle de Mitry-Mory

La hiérarchisation des contaminants observée est la même que pour la zone industrielle de Limay-Porcheville (phtalates > HAP > PCB > PBDE). Le site de Mitry-Mory ne présente aucune des teneurs les plus élevées en contaminants. Les teneurs moyennes pour cette zone sont de 4230 (\pm 330) ng/g pour les phtalates, de 160 (\pm 45) ng/g pour les HAP, de 4,9 (\pm 1,9) ng/g pour les PCB et de 0,2 (\pm 0,1) ng/g pour les PBDE.

Le site de Damartin-en-Goelle est caractérisé par les plus fortes teneurs en phtalates et le site de Claye-Souilly présente les plus fortes teneurs en HAP. Les teneurs en PCB et en PBDE ne semblent pas montrer de différence significative entre les sites de la zone de Mitry-Mory, ce qui semble indiquer le niveau de bruit de fond de la contamination locale en PCB et en PBDE.

Les teneurs plus élevées en phtalates et en HAP sur les sites de Damartin-en-Goelle et de Claye-Souilly, par rapport au site de Mitry-Mory semblent indiquer l'influence des zones

denses résidentielles par rapport aux zones industrielle pour l'émission de polluants dans l'air ambiant local. De plus, ces deux sites sont influencés par des vents provenant de Paris et de la zone aéroportuaire de Roissy-Charles-de-Gaulle (CDG).

Ainsi d'après les résultats des bio-accumulateurs pour les trois secteurs étudiés, on observe que la contamination en polluants dans l'air ambiant est plus importante dans les villes de forte densité de population et en périphérie de zones industrielles, ou de centres de traitement de déchets (dans un rayon de 2 à 10 km autour d'une zone d'émissions).

4 Etude de la contamination dans ces trois secteurs par rapport au bruit de fond urbain

La figure 86 compare les teneurs observées pour les trois secteurs résidentiels/industriels avec les teneurs obtenues pour les sites de Paris, caractérisant le bruit de fond de la contamination urbaine. Les sites de bruit de fond urbain sont : le jardin des plantes (site en plein centre de Paris, caractéristique de la population urbaine) et le site de la Porte Dorée (au bord du périphérique Est, caractéristique du trafic urbain intense).

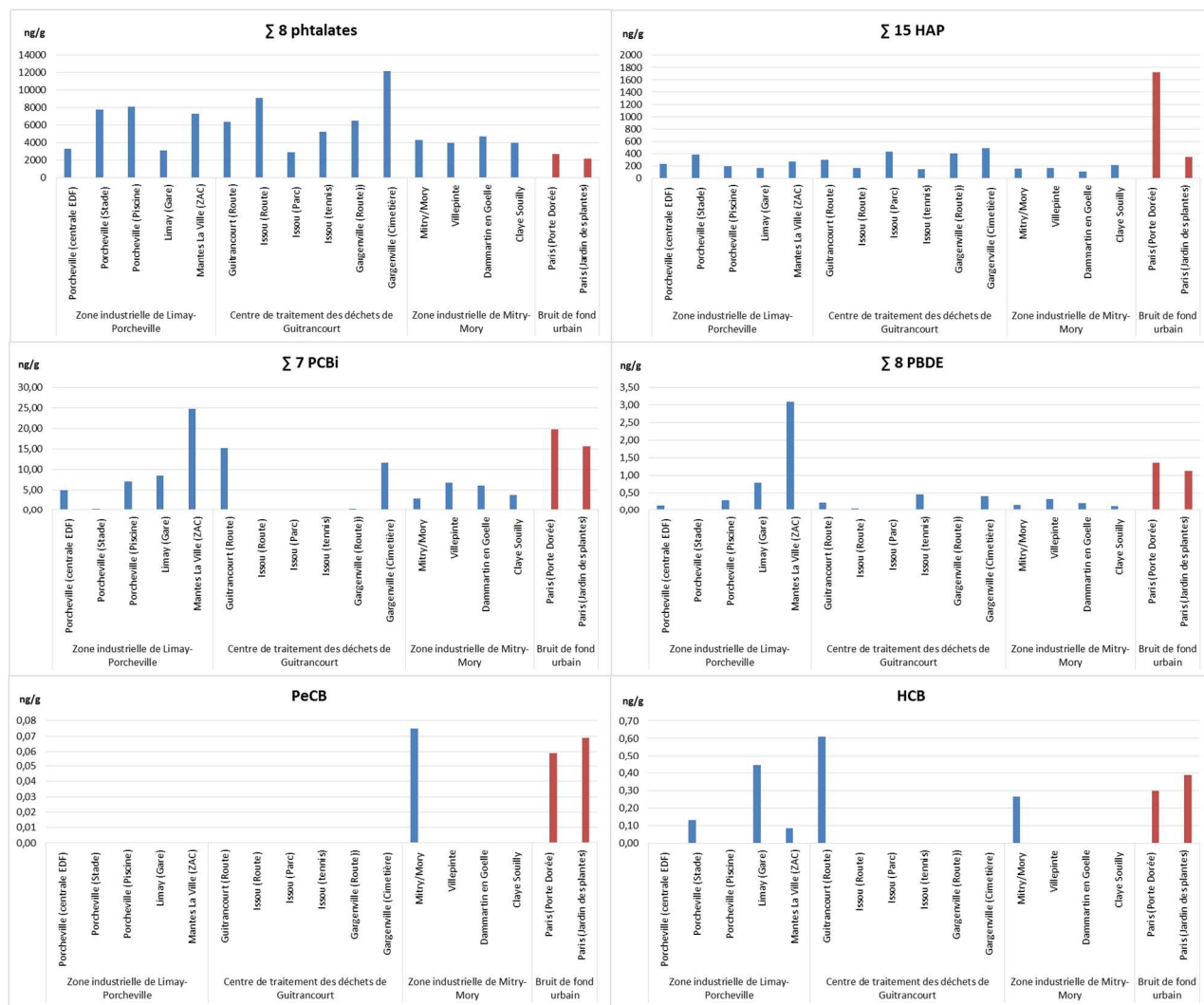


Figure 86: Comparaison de la contamination de l'air sur les secteurs industriels et les sites de bruit de fond urbain (Paris) à partir de bio-accumulateurs végétaux

Les résultats de la hiérarchisation pour les bio-accumulateurs végétaux sont cohérents avec ceux de la matrice air. La comparaison des résultats montre que, les zones industrielles et de traitement des déchets possèdent des teneurs en phtalates bien supérieures aux sites de Paris. Il y a donc bien des émissions locales importantes de phtalates dans les zones industrielles de Limay-Porcheville et de Mitry-Mory, qui ne sont pas caractéristiques d'un bruit de fond de contamination urbaine. Cette contamination provient de la concentration de zones résidentielles, d'industries, et de centres de traitement de déchets dangereux dans ces secteurs géographiques particuliers.

Le site de la Porte Dorée présente quant à lui les plus fortes teneurs en HAP, ce qui est cohérent avec un site où le trafic routier est le plus intense. Les teneurs en HAP dans les zones industrielles de Limay-Porcheville et de Mitry-Mory étant quant à elles du même ordre de grandeur de celles observées dans le centre de Paris. Les émissions de HAP dans ces zones

sont donc caractéristiques du bruit de fond de la contamination urbaine, et ne sont donc pas la conséquence d'émissions locales des zones industrielles.

Les teneurs en PCB observée à Mantes-la-Ville sont du même ordre de grandeur que ceux observées sur les deux sites à Paris, et sont donc caractéristiques d'un site de bruit de fond de la contamination urbaine. Les autres sites étant caractérisés par un niveau de contamination de type rural, il n'a donc pas de contaminations particulières de PCB dans les zones étudiées.

Les faibles différences de teneurs en PBDE sur les différents sites ne sont pas significatives, et donc sont caractéristiques d'un bruit de fond de la contamination urbaine. Dans ces secteurs, il n'y a pas de contamination particulière en PBDE.

Cette étude sur les bio-accumulateurs montre que, les habitants vivants dans ces trois secteurs industrialisés et à forte densité urbaine, sont exposés à des teneurs élevées en phtalates et en HAP. Ces composés étant des perturbateurs endocriniens, l'exposition des populations riveraines à ces composés pourrait entraîner des dangers potentiels sanitaires à long-terme (**Laborie, 2015**).

En conclusion, les prélèvements de végétaux ne concurrencent pas des échantillonnages atmosphériques. S'ils ne peuvent remplacer le prélèvement actif de gaz et d'aérosols solides, ils en sont parfaitement complémentaires car ils permettent une meilleure appréhension de l'évolution des contaminations atmosphériques par les COSV à la fois sur le long terme et à grande échelle.

3. Etude des retombées atmosphériques

L'atmosphère constitue un milieu de transport préférentiel des POP sous forme d'aérosols et à l'état gazeux, depuis leurs sources d'émissions vers les différents écosystèmes (ruraux et urbains) par l'intermédiaire des retombées atmosphériques. Le suivi de l'évolution de ces retombées permet ainsi d'évaluer l'impact des sources de pollution sur l'environnement.

La collecte des retombées atmosphériques fait l'objet d'une norme française (AFNOR NF X 43-006). Elle est simple à mettre en œuvre et moins coûteuse que la méthode de prélèvements actifs pour la surveillance de la qualité de l'air. De ce fait, il est facilement possible de réaliser l'analyse de plusieurs sites simultanément comme pour les préleveurs d'air passifs, afin de quantifier la variabilité spatiale des dépôts.

Ces dépôts atmosphériques apportent des informations complémentaires par rapport aux préleveurs d'air. En effet, ces derniers nous renseignent sur la contamination de l'air proche du préleveur ; alors que les retombées atmosphériques intègrent une masse d'air plus importante et permet d'obtenir des informations sur la contamination de l'atmosphère depuis la formation des nuages jusqu'aux précipitations. Ainsi les dépôts atmosphériques représentent l'atmosphère sur une échelle spatiale plus régionale que les mesures par préleveurs d'air.

Pour évaluer cette contamination atmosphérique, plusieurs jauges Owen ont été mises en place sur l'ensemble des sites d'étude. Deux ont été installées sur les stations de référence, à Paris en milieu urbain et à Boissy-le-Châtel en habitat rural. La troisième se situait sur le site de gestion des déchets dangereux de Mitry-Mory et la quatrième a été placée sur le toit de la piscine de Porcheville à 3,5 m de hauteur.

D'après la figure 87, les plus fortes concentrations sont observées pour les phtalates, suivi par celles des HAP, représentant à elles seules 95% de la contamination. Des concentrations plus faibles (< 20 ng/L) sont obtenues pour les PCB et les PBDE. Cette hiérarchisation pour les phtalates et les HAP est similaire de celles obtenues pour la matrice air et les bio-accumulateurs végétaux. Les concentrations des différents polluants pour les sites d'étude sont présentées en **Annexe U**.

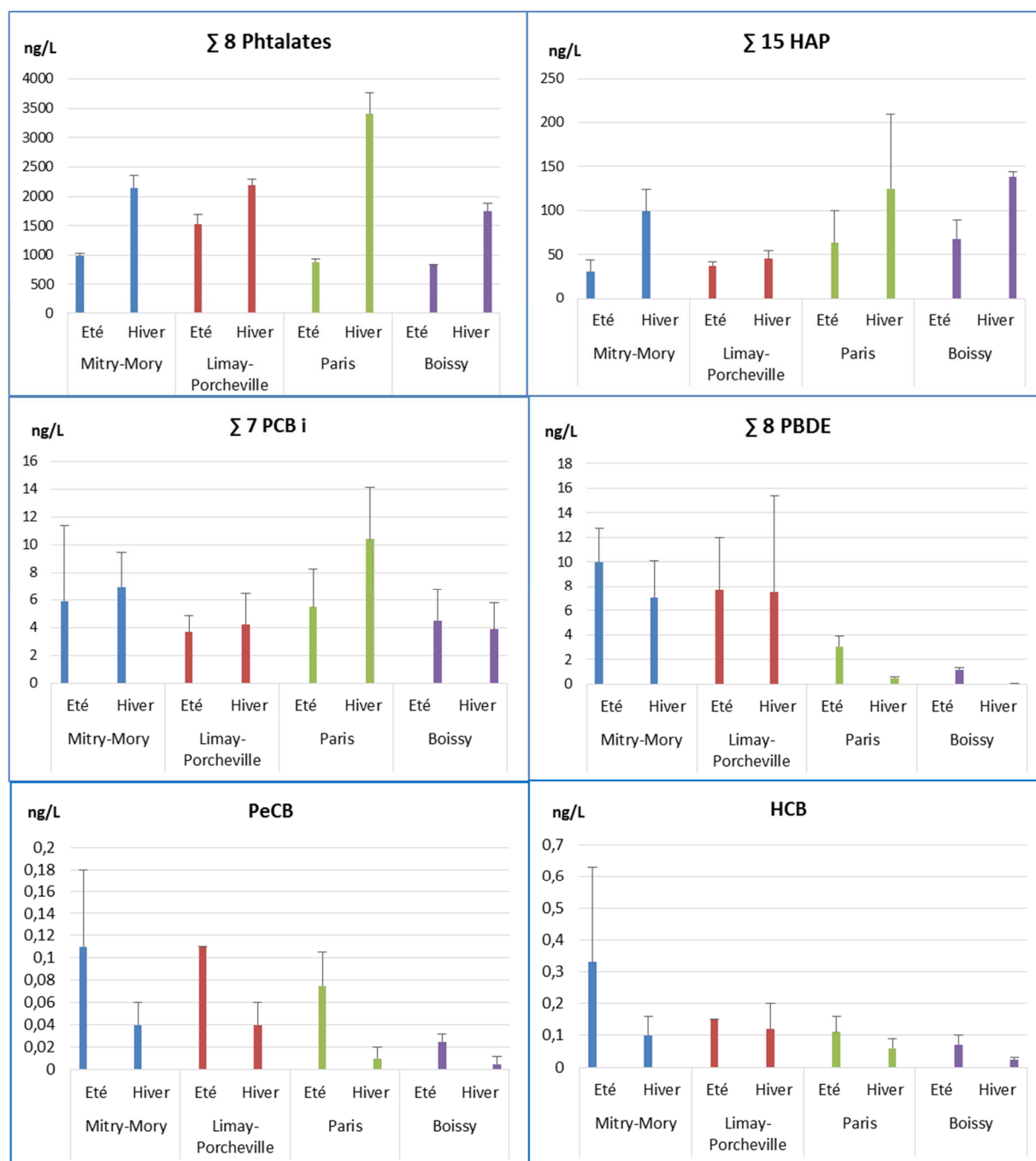


Figure 87: Concentrations moyennes des POP dans les retombées atmosphériques sur les différents sites en été et hiver 2014

- Evolution saisonnière

L'étude de la variabilité saisonnière de tous les groupes chimiques montre une différence importante par rapport à celle habituellement déterminée précédemment dans l'air ambiant. Les concentrations les plus élevées ne sont plus déterminées dans des conditions estivales de température élevée et d'insolation importante, mais en conditions hivernales de basse température et de moindre ensoleillement. Ce cycle, habituellement observé en conditions thermiques contrastées, résulte à la fois d'une augmentation en hiver du temps de demi-vie

atmosphérique et de celle du coefficient de lessivage atmosphérique de la phase gazeuse qui peut être calculé à partir des valeurs de la constante de Henry (H). La baisse de température entraîne une diminution plus importante de la pression de vapeur que de la solubilité des molécules, un processus qui est généralement à l'origine de concentrations hivernales plus élevées dans les retombées atmosphériques (**Ligocki et al., 1985**). L'analyse des conditions météorologiques sur l'ensemble des sites d'étude pour l'année 2014 (précipitations et températures) est présentée en figure 88.

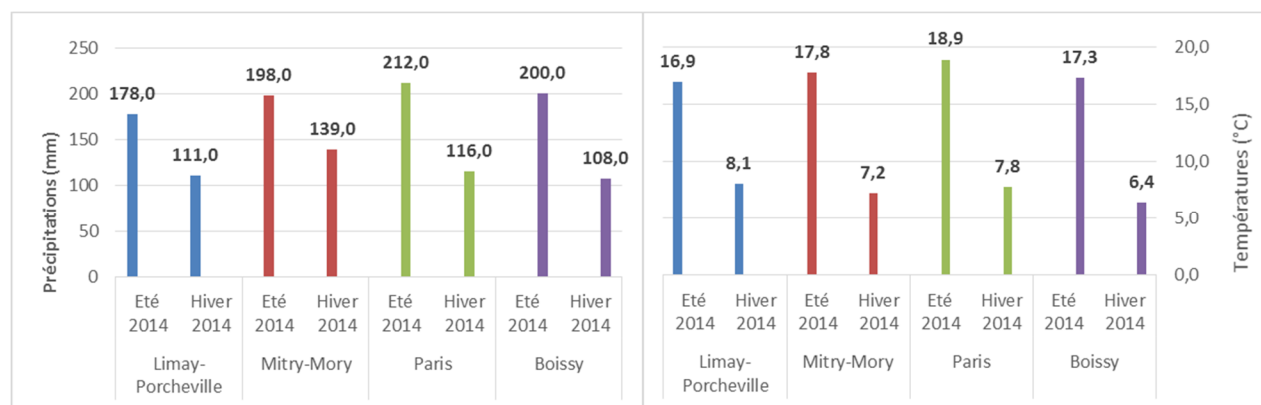


Figure 88: Précipitations et températures des différents sites pour l'année 2014

Les données montrent que les quantités de précipitations (mm) et les températures (°C) sont plus élevées en été avec un écart thermique de l'ordre de 10°C. Des précipitations plus importantes en été qu'en hiver sont un schéma régulier en Ile-de-France, cependant l'été 2014 a été davantage pluvieux que les années précédentes ce qui a pu occasionner une dilution des dépôts (212 mm en 2014 contre 135 mm en 2013 et 124 mm en 2012, données Météo-France).

Le cycle saisonnier est principalement observé pour les phtalates et les HAP. Ainsi, les concentrations moyennes obtenues pour les phtalates sont comprises entre 700 et 1 500 ng.L⁻¹ en été, et entre 1 800 et 3 400 ng.L⁻¹ en hiver. Les concentrations précédemment déterminées dans l'air ambiant et présentement dans les retombées atmosphériques, sont similaires aux gammes observées dans la littérature au niveau national (**Van Ry et al., 2000; Ollivon et al., 2002; Blanchard et al., 2006; Teil et al., 2006; Tlili et al., 2012; Dreyer et al., 2015**). Dans l'ensemble, les concentrations sont 2 à 4 fois plus faibles pendant la période estivale (Figure 87). Ce résultat est en accord avec les observations faites dans la littérature (**Guidotti et al., 2000; Dargnat, 2008**). Pour les HAP, les concentrations moyennes sont comprises entre 30 et 70 ng/L en été, et entre 45 et 140 ng/L en hiver. Ce résultat résulte également pour ces

composés de l'augmentation de leurs émissions lors des périodes de chauffage urbain et de fonctionnement des centrales de production thermique (**Motelay-Massei, 2003**).

Pour les PCB et les PBDE, les concentrations moyennes montrent de variations saisonnières moins assujetties aux saisons, comprises pour les PCB entre 4 et 6 ng/L en été, et entre 4 et 10 ng/L en hiver. Pour les PBDE, ces concentrations sont comprises entre 1 et 10 ng/L en été, et entre 1 et 8 ng/L en hiver. Ces concentrations sont similaires à celles observées dans la littérature pour les PCB (**Chevreuil et al., 1996**) et pour les PBDE (**Tlili et al., 2012**). Pour les PBDE, les concentrations dans les retombées atmosphériques semblent quasiment constantes en été et en hiver sur la majorité des sites (sauf Boissy-le-Châtel). Le composé majoritaire, le BDE 209 étant principalement présent dans l'air ambiant à l'état adsorbé sur les aérosols, il est possible que les facteurs évoqués précédemment pour le processus de lessivage gazeux interviennent peu ici et que la contamination des dépôts soit davantage contrôlée par le dépôt d'aérosols d'origine locale. Par contre, les chlorobenzènes qui figurent parmi plus volatils des COSV étudiés présente en tous sites, une évolution saisonnière inverse de celles des composés majoritaires, probablement en raison de flux d'émissions en été à partir des stocks persistants dans les sols agricoles contaminés (**INERIS, 2005**).

4. Etude des sols

En complément de l'étude des bio-accumulateurs végétaux et des retombées atmosphériques, des prélèvements de sols en 2015 ont été effectués dans la zone de Limay-Porcheville-Guitrancourt, comme le préconise la circulaire du 9 août 2013 (**MEDDE and MASS, 2013**). La contamination des sols en Ile-de-France (en ng de POP par g de sols en poids sec) pour les phtalates, les HAP, les PCB et les PBDE est illustrée en figure 89. Les résultats détaillés sont présentés en **Annexe V**.

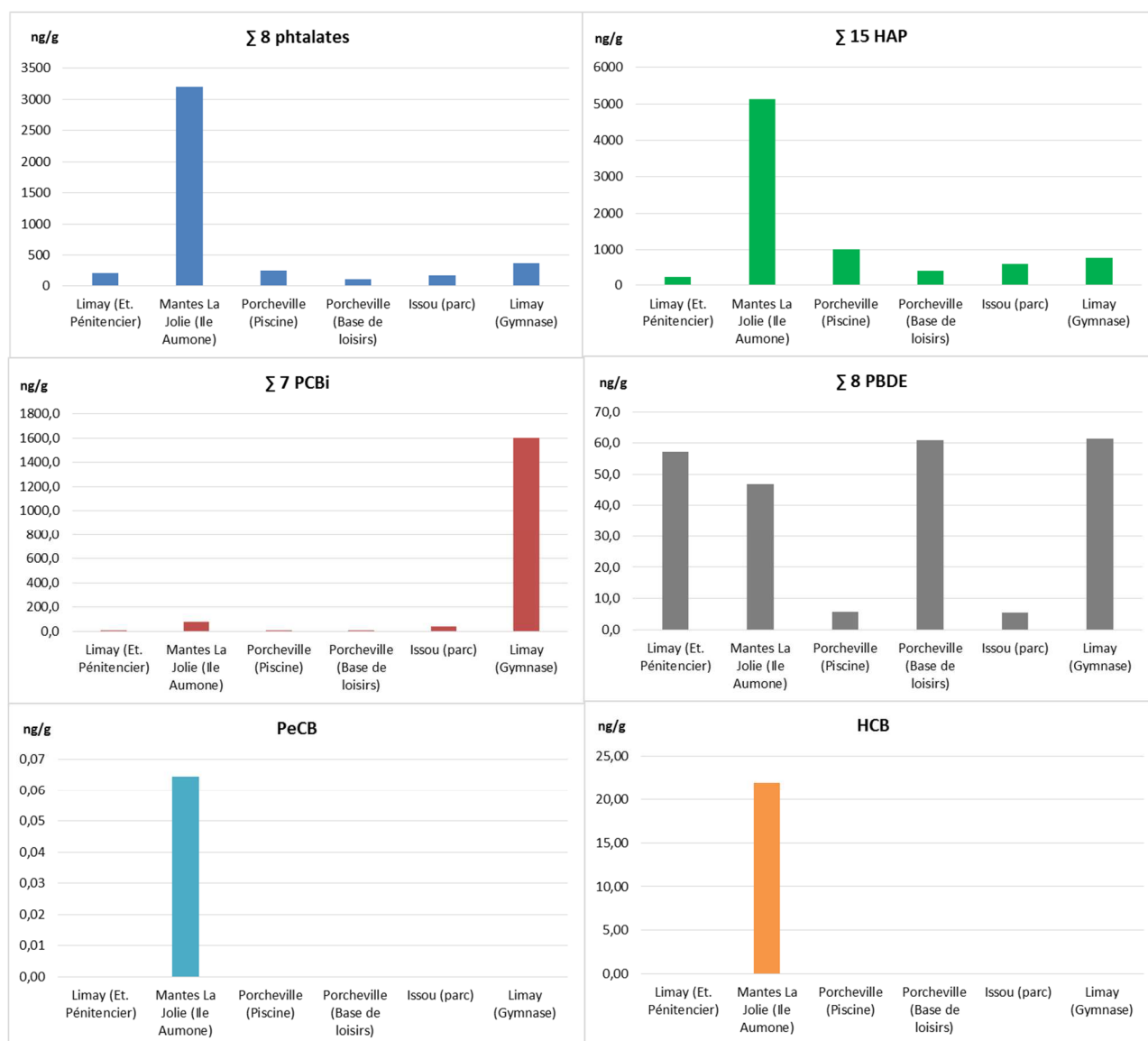


Figure 89: Teneurs en polluants dans les sols pour la zone industrielle de Limay-Porcheville-Guitrancourt

La hiérarchisation des molécules diffère un peu de celle des autres matrices environnementales, les teneurs en HAP dépassant celles en phtalates. Les HAP ont été probablement intégré sur le long terme, avec les dépôts atmosphériques anciens et d'autres origines que celle liée au fonctionnement de la centrale thermique. Ainsi, les sols prélevés pendant l'année 2015 présentent des teneurs moyennes de 1 350 ng/g pour les HAP, de 720 ng/g pour les phtalates, de 290 ng/g pour les PCB et de 40 ng/g pour les PBDE. Compte tenu de l'accumulation sur le long terme de dépôts atmosphériques résultant à la fois des précipitations et des panaches de dispersion des émissions des entreprises industrielles et des autres activités liées au trafic et à l'habitat, la contamination des sols de ce secteur est homogène à deux exceptions près. La première est celle du point de prélèvement de sol correspondant à la station Limay « gymnase », où la contamination en PCB est maximale

comme dans l'air ambiant échantillonné par échantillonnage dynamique ou capteur passif. La seconde est celle du sol à Mantes-la-Jolie sur l'île Aumône, où les teneurs en HAP et phtalates et chlorobenzènes sont environ au moins 10 fois plus élevées que celles des autres points, un résultat dont aucun élément ne permet d'expliquer l'origine des contaminants, le niveau de présence des PCB, n'y étant, par ailleurs pas, supérieur.

Les teneurs observées sont comparables aux valeurs de la littérature (présentées dans le tableau 67) sauf pour les PCB dont les teneurs ici déterminées sont supérieures à celles rapportées pour la France. Notamment, le site de Limay « Gymnase », où la teneur de 1 604 ng/g est de 20 à 400 fois supérieure à celles d'autres milieux. Ce résultat est cependant parfaitement en accord avec nos données sur l'air et la topographie du sol qui place ce site dans le panache de diffusion des activités émettrices précédemment évoquées (CTDD, VHU, dépôt pétrolier, zone industrielle, centrale thermique, cimenterie Calcia et site de traitement de déchets ménagers Valene).

Famille	Type de sols	Niveau	Références
Phtalates	Sols amendés (Danemark)	DEHP (30-40 ng/g)	(Vikelsøe et al., 2002)
HAP	Sols (France)	Σ 16 (80 – 400 ng/g)	(Villanneau et al., 2011)
	Sols (France)	Σ 16 (110 – 1300 ng/g)	(Moreau-Guigon et al., 2011)
	Sols (France)	FTH (<10 – 5300 ng/g)	(Villanneau et al., 2011)
PCB	Sols (France)	Σ PCB (0,5 – 17 ng/g)	(Villanneau et al., 2011)
	Sols (France)	Σ PCB (0,1 – 11 ng/g)	(Motelay-Massei et al., 2004)
	Sols (France)	Σ 7PCB (2,3 – 9,6 ng/g)	(Moreau-Guigon et al., 2011b)
PBDE	Sols variés (revue)	BDE-209 (0,6-4 ng/g)	(Hassanin et al., 2004)
	Sols (France)	BDE-209 (<LD-1,51 ng/g)	(Moreau-Guigon et al., 2011b)

Tableau 67: Niveaux de contamination des sols observés dans la littérature (Moreau-Guigon et al., 2013)

D'après l'étude présentant le tableau 67, il existe une forte variabilité des teneurs observées entre les différents pays, qui peut être expliquée par la difficulté d'établir une relation entre la teneur des polluants et la quantité de matière organique des sols. Cependant, des études montrent que le taux de volatilisation de certains POP (dont les PCB) est plus important dans les sols dont le taux d'humidité est plus élevé (Moza et al., 1976; INERIS, 2005).

5. Estimation des flux d'émissions sur le site de la STEP et de la zone de Limay-Porcheville et essai d'évaluation du risque potentiel sanitaire sur la population riveraine

L'évaluation du risque potentiel sanitaire est une démarche complexe lorsque le site d'étude est une zone dans laquelle plusieurs installations et activités sont susceptibles de rejeter des

contaminants communs, comme les COSV, dans l'atmosphère (cas de la zone industrielle de Limay-Porcheville). La population riveraine est alors exposée à des émissions cumulées et l'attribution du risque sanitaire à l'un ou l'autre des exploitants devient alors très difficile. La solution est de réaliser une étude sur zone à partir de la méthode de l'interprétation de l'état des milieux (IEM), et ainsi caractériser le danger sanitaire potentiel associé à l'ensemble des sources identifiées dans cette zone.

Cette partie a ainsi pour objet, tout d'abord, de réaliser une estimation des émissions sur les sites de la station d'épuration et sur la zone industrielle de Limay-Porcheville. Puis, à partir de la démarche de l'interprétation de l'état des milieux (ADEME, 2012) est réalisée une caractérisation des dangers et si possible des risques sanitaires théoriques liés à l'inhalation de l'air. La démarche IEM se base ici sur la caractérisation de l'état des milieux par les campagnes de mesures (préleveurs d'air actifs), qui sont représentatives (au plus proche) de la contamination de l'air des sites.

1) Estimation des flux d'émissions sur le site de la station d'épuration

Les flux d'émissions calculés sur les deux sites sont des estimations, et nécessiteront à l'avenir d'autres campagnes de mesures et l'utilisation de modèles prédictifs de la diffusion des polluants dans le milieu. Pour réaliser ces calculs, on considère une masse d'air homogène de contaminants sur une couche de 10 m (PRIMEQUAL, 1996), et on prend en considération des sites dont la vitesse moyenne des vents sur les sites est inférieure à 6,5 m/s. Les résultats ci-après ne sont toutefois donnés qu'à titre indicatif pour essayer de fixer des ordres de grandeurs, compte tenu de l'absence de mise en œuvre de tunnel ventilé ou de pouvoir disposer d'un modèle ou de ratio de diffusion et surtout d'un nombre suffisant de points de mesure. Cela n'exclue pas la possibilité ultérieure de reconsidérer la problématique de caractérisation des émissions diffuses comme un sujet à part entière avec des moyens spécifiques.

Dans le cas de la station d'épuration, deux approches méthodologiques de caractérisation des flux d'émissions diffuses ont pu être réalisées et comparées. Une première caractérisation a été réalisée en assimilant l'infrastructure d'épuration des eaux à un bâtiment et en considérant le bassin de la filière biologique comme une ouverture au débit connu. Ce dernier étant le débit d'air sortant du bassin d'aération. En présence d'un seul échantillonneur, il est par ailleurs considéré que celui-ci est représentatif de la qualité de l'air bien que la chambre figurant un volume homogène et ventilé reste fictive (Figure 90).

Les paramètres retenus pour la caractérisation des émissions sont les flux d'air d'aération et les volumes d'eau épurée fournis par l'exploitant pendant les périodes de prélèvements considérées (hivernale et estivale). Les COSV étant ubiquistes dans l'air ambiant, l'émission a été déterminée à minima à partir de la différence de concentrations totale obtenue à partir de deux préleveurs d'air actifs, celui de la station d'épuration et celui du site de référence.

Pour les phtalates, HAP, PBDE, PCB et PeCB, les concentrations minimales mesurées sur le site de Boissy-le-Châtel ont été admises comme étant représentatives des concentrations d'une référence rurale et ont été utilisées pour le calcul des flux. Compte tenu de l'importance relative de la contamination historique d'origine agricole en HCB, les concentrations du site de Paris 13ème ont été jugées préférables pour cette molécule.

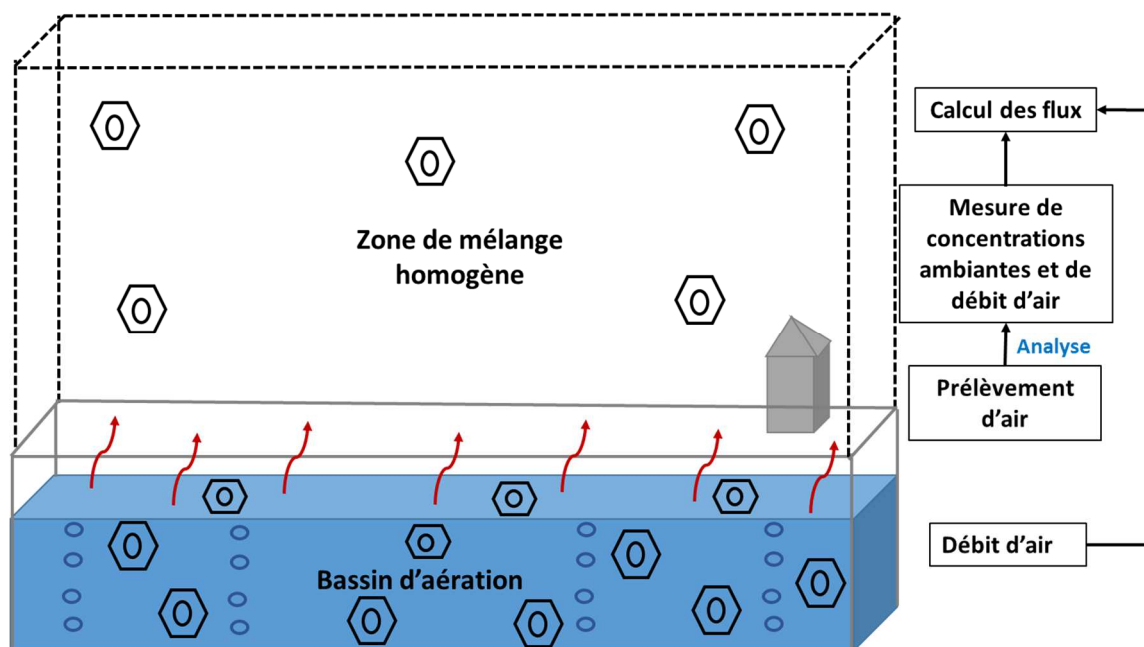


Figure 90: Schéma représentatif du principe du calcul des flux d'émissions au niveau des bassins

L'équation utilisée pour ce calcul est la suivante :

$$\text{Flux}_{\text{bassins}} = (C_{\text{actif}}(\text{STEP}) - C_{\text{actif}}(\text{référence})) \times \text{flux d'air}$$

Le tableau 68 présente les données techniques et les calculs des flux d'émissions pour les deux saisons et la moyenne des deux saisons.

		Flux d'air dans les réacteurs (m ³ /jour)	Volume d'eau épurée (m ³ /jour)	Différence de concentration entre la STEP et la référence (ng/m ³)	Estimation des flux d'émissions bassins (ng/m ³ d'eau traitée)
Phtalates	moyenne Hiver	3064	3145	39,55	38,53
	moyenne Eté	3023	2598	151,64	176,45
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	95,60	101,30
HAP	moyenne Hiver	3064	3145	17,94	17,48
	moyenne Eté	3023	2598	22,31	25,96
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	20,13	21,33
PCB	moyenne Hiver	3064	3145	0,06	0,06
	moyenne Eté	3023	2598	0,06	0,07
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	0,06	0,07
PBDE	moyenne Hiver	3064	3145	0,02	0,017
	moyenne Eté	3023	2598	0,02	0,021
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	0,02	0,019
PeCB	moyenne Hiver	3064	3145	0,33	0,32
	moyenne Eté	3023	2598	0,39	0,45
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	0,36	0,38
HCB	moyenne Hiver	3064	3145	0,35	0,34
	moyenne Eté	3023	2598	1,16	1,35
	moyenne Eté/Hiver	3043	2872	0,76	0,80

Tableau 68: Calcul des flux d'émissions (ng/jour) à partir des bassins de la station d'épuration

Dans ce premier cas de figure, les flux d'émissions moyens normalisés par le volume d'eau épurée au-dessus des bassins de la STEP sont de 101 ng/m³ d'eau épurée pour les phtalates, de 21,33 ng/m³ d'eau épurée pour les HAP, de 0,80 ng/m³ d'eau épurée d'HCB, de 0,38 ng/m³ d'eau épurée de PeCB, de 0,07 ng/m³ d'eau épurée de PCB et de 0,02 ng/m³ d'eau épurée de PBDE.

En deuxième approche, il a été considéré qu'il s'agissait d'une émission surfacique diffuse à partir de la totalité de la zone d'implantation de la STEP et que chaque zone de la filière (épuration des eaux/traitement des odeurs/stockage des boues) était potentiellement émettrice de composés organiques dans l'air à l'état gazeux, dissous ou particulaire. Cette approche de caractérisation dans l'environnement telle qu'elle décrite dans le document de l'ADEME précité repose sur la combinaison de la vitesse de déplacement de l'air dans le panache de diffusion et la mesure des concentrations. Il faut rappeler que cette dernière est ici approximative, un seul point de mesure étant renseigné en approche directe.

Dans ce cas, il a été considéré que la surface d'interception verticale fictive était homogène. Cette dernière est définie à sa base par le diamètre d'une surface circulaire d'étendue équivalente à l'emprise au sol des installations de la STEP², soit 27 950 m² et la hauteur de la couche de mélange homogène a été estimée à 10 m. Cette hauteur de représentativité est issue de l'étude Primequal d'Airparif qui a permis de déterminer que des échantillonneurs placés dans une plage de hauteur comprise entre 2,5 et 10 m était représentatifs de la pollution de fond (Airparif, 1996). Dans le cas présent, la tête de prélèvement de l'échantillonneur était située à 3,5 m de hauteur. Compte tenu de la variabilité de l'orientation des vents sur une période de deux semaines de prélèvement intégratif, il a été admis en seconde hypothèse que la surface verticale fictive d'interception précédemment définie était toujours orientée au vent, comme si elle était mobile (Figure 91).

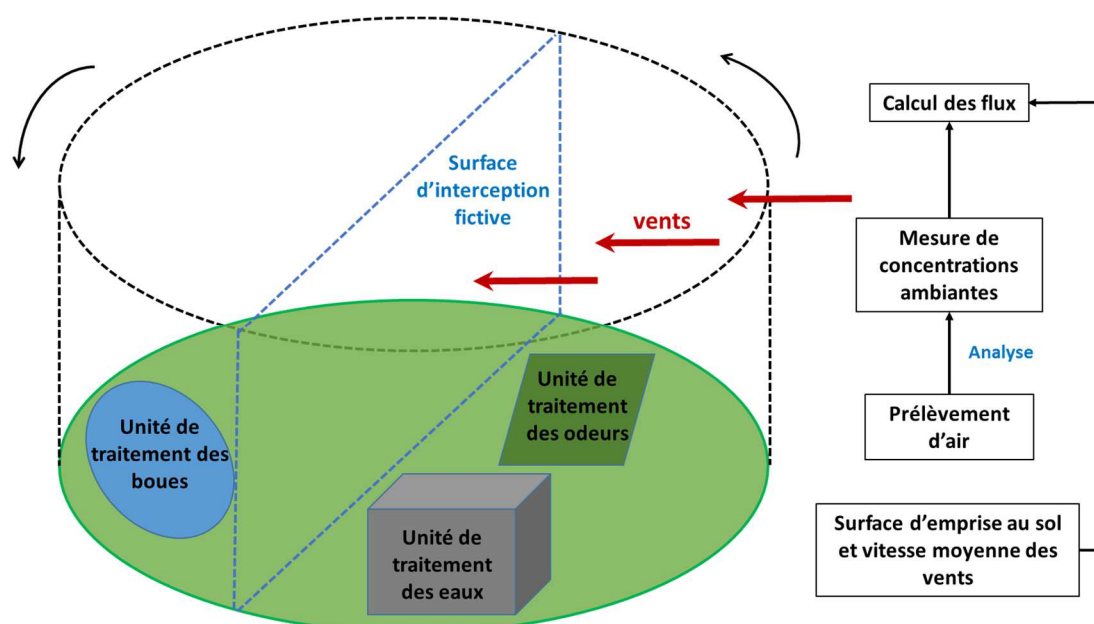


Figure 91: Illustration du principe du calcul des flux d'émissions sur l'implantation totale de la STEP

L'équation utilisée pour ce calcul est la suivante :

$$\text{Flux}_{STEP} = (C_{\text{actif}}(\text{STEP}) - C_{\text{actif}}(\text{référence})) \text{ Surface d'interception} \times \text{Vitesse moyenne du vent}$$

Le tableau 69 présente les données techniques et les calculs des flux d'émissions pour les deux saisons et la moyenne des deux saisons.

² www.geoportail.gouv.fr

		Volume « fictif » (m ³)	Différence de concentration entre la STEP et la référence (ng/m ³)	Estimation des flux d'émissions F (µg/jour)	Estimation des flux d'émissions F normalisée (ng/m ³ d'eau épurée)
Phtalates	moyenne Hiver	10062	39,55	398	129,89
	moyenne Eté		151,64	1526	504,73
	moyenne Eté/Hiver		95,60	962	316,06
HAP	moyenne Hiver		17,94	181	58,92
	moyenne Eté		22,31	224	74,26
	moyenne Eté/Hiver		20,13	202	66,54
PCB	moyenne Hiver		0,06	0,62	0,20
	moyenne Eté		0,06	0,63	0,21
	moyenne Eté/Hiver		0,06	0,63	0,21
PBDE	moyenne Hiver		0,02	0,17	0,06
	moyenne Eté		0,02	0,18	0,06
	moyenne Eté/Hiver		0,02	0,18	0,06
PeCB	moyenne Hiver		0,33	3,27	1,07
	moyenne Eté		0,39	3,88	1,28
	moyenne Eté/Hiver		0,36	3,58	1,18
HCB	moyenne Hiver	0,35	3,53	1,15	
	moyenne Eté	1,16	11,69	3,87	
	moyenne Eté/Hiver	0,76	7,61	2,50	

Tableau 69: Calcul des flux d'émissions (µg/jour) sur l'ensemble du site d'implantation de la station d'épuration

Avec cette seconde approche, les flux d'émissions moyens par volume d'eau épurée sont les suivants : phtalates 320 ng/m³, HAP 66 ng/m³, HCB 2,5 ng/m³, PeCB 1 ng/m³. Ces deux estimations de flux restent cependant du même ordre et ne diffèrent que d'un facteur trois. L'un ou l'autre de ces flux semble faible au plan local d'une installation de capacité de traitement de quelques milliers de m³/jour. Toutefois, ces derniers peuvent constituer un vecteur non négligeable d'émission de COSV par volatilisation passive, et contribuer à l'entretien du bruit de fond en milieu rural comme dans les grandes agglomérations.

Les tableaux 68 et 69 peuvent permettre d'évaluer les émissions d'autres installations d'épuration. A noter que la première approche dite des « Bâtiments » pourrait également s'appliquer à la caractérisation des émissions des enceintes ferroviaires souterraines dans l'air extérieur à partir des flux de ventilation.

2 Estimation des flux d'émissions sur le site industrielle de Limay-Porcheville

Dans le cas du site industriel de Limay-Porcheville, la même démarche a été réalisée en établissant l'hypothèse que l'ensemble des activités émettrices potentielles constituait une

source unique mesurée en plusieurs points, positionnés sur une même surface d'interception. Cette dernière a été réalisée à partir de la moyenne de trois points de mesures comportant un préleveur d'air actif (gymnase de Limay, établissement pénitencier et piscine de Porcheville). L'estimation des flux d'émissions diffuses est déterminée à partir de la moyenne des concentrations ambiantes en COSV des trois sites, et des vitesses moyennes de vent soufflant en permanence sur une surface d'interception qui leur était toujours orientée perpendiculairement. Cette hypothèse a pu être retenue bien que les vents soient majoritairement orientés au sud-ouest, car il s'est avéré que les directions de vent étaient très variables, voire de sens contraire, sur des périodes intégratives de 14 jours.

La vitesse moyenne des vents a été sur l'ensemble des deux périodes « hiver » et « été » a été de 6,3 m/s avec des vitesses moyenne de 6,9 m/s en hiver et de 5,7 m/s en été, la vitesse hivernale a cependant été un peu supérieure à celle de la limite de possibilité admise de calcul de 6,5 m/s.

De même que pour le calcul des émissions sur la station d'épuration, la part de COSV émis par la ZI a été calculée par rapport au bruit de fond de référence (à l'écart de sources identifiées) et par différence de valeur de concentration dans l'air ambiant entre la ZI et Boissy-le-Châtel pour les phtalates, les HAP, les PCB, les PBDE et le PeCB, celle de Paris étant retenue pour l'HCB. La surface fictive verticale d'interception a été dans le cas présent déterminée par le diamètre d'une surface circulaire intégrant la zone d'implantation des préleveurs et des principales sources émettrices potentielles identifiées (VHU, CTDD, CPT, aciérie) soit 5 km² d'emprise au sol³. La hauteur représentative de 10 m a été conservée les trois échantillonneurs se situant comme ceux de la précédente étude d'Airparif à des hauteurs par rapport au sol d'environ 1,5 ; 3,5 et 5 m.

³ www.geoportail.gouv.fr

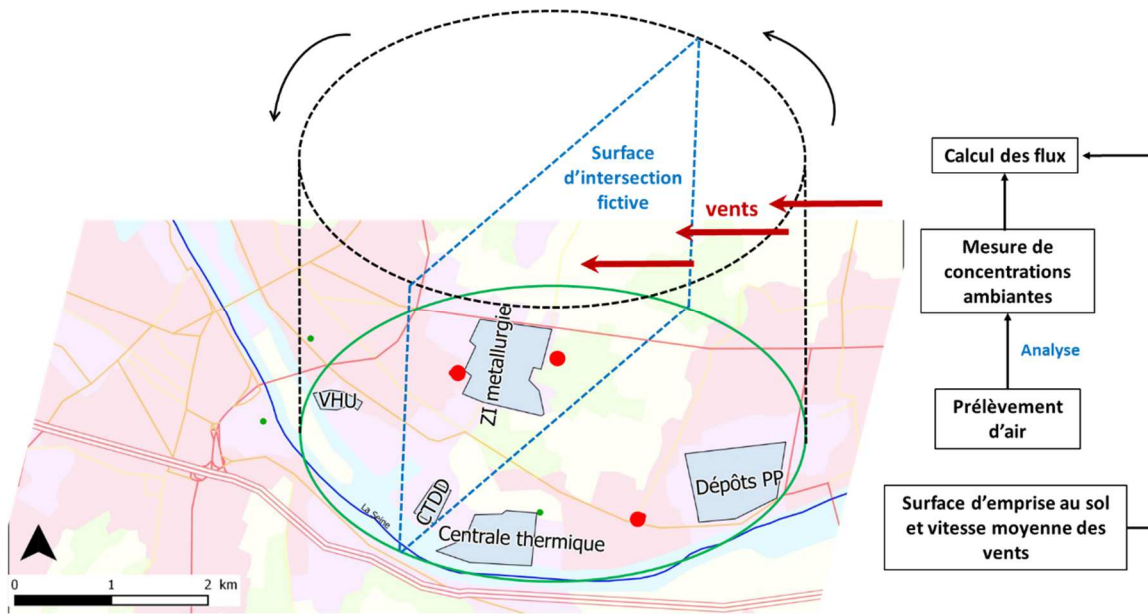


Figure 92: Illustration du principe du calcul des flux d'émissions sur la zone industrielle de Limay-Porcheville

L'équation utilisée pour ce calcul est la suivante :

$$\text{Flux}_{ZI} = (C_{\text{actif}} (\text{Gymnase/Piscine/Pénitencier}) - C_{\text{actif}} (\text{référence})) \times \text{Surface d'interception} \times \text{Vitesse moyenne des vents}$$

Le tableau 70 présente les données techniques et les calculs des flux d'émissions pour les deux saisons et la moyenne des deux saisons.

		Volume « fictif » (m ³)	Différence de concentration entre la zone industrielle et la référence (ng/m ³)	Estimation des flux d'émissions F (µg/jour)
Σ 8 Phtalates	moyenne Hiver	168840	29,80	5032
	moyenne Eté		47,18	7966
	moyenne Eté/Hiver		38,49	6499
HAP	moyenne Hiver		3,38	571
	moyenne Eté		2,17	366
	moyenne Eté/Hiver		2,78	469
PCB	moyenne Hiver		0,10	16,38
	moyenne Eté		0,12	20,32
	moyenne Eté/Hiver		0,11	18,35
PBDE	moyenne Hiver		0,04	7,32
	moyenne Eté		0,04	6,25
	moyenne Eté/Hiver		0,04	6,78
PeCB	moyenne Hiver		0,01	1,80
	moyenne Eté		0,00	0,23
	moyenne Eté/Hiver		0,01	1,01
HCB	moyenne Hiver	0,02	3,66	
	moyenne Eté	0,04	7,54	
	moyenne Eté/Hiver	0,03	5,60	

Tableau 70: Calcul des flux d'émissions (mg/jour) sur la zone industrielle de Limay-Porcheville

Les flux d'émissions obtenues sur la zone industrielle de Limay-Porcheville sont 6,50 mg/jour (soit **2,37 g/an**) pour les phtalates, de 0,47 mg/jour (soit **172 mg/an**) pour les HAP, de 18,35 µg/jour (soit **6,70 mg/an**) de PCB, de 6,78 µg/jour (soit **2,47 mg/an**) de PBDE, de 5,60 µg/jour (soit **2,04 mg/an**) d'HCb, et de 1,01 µg/jour (soit **0,37 mg/an**) de PeCB.

Ces estimations de flux au niveau de la zone industrielle sont plus importantes que celles observées sur le site de la station d'épuration (10 à 600 fois supérieures), et elles représentent une part non négligeable des émissions par volatilisation passive, contribuant ainsi au bruit de fond de contamination de l'air.

3 Essai de détermination des niveaux de risques théoriques liés à l'inhalation de l'air dans ces deux zones

La caractérisation des risques théoriques, liés à l'inhalation de l'air pour les populations riveraines dans ces deux zones, sont déterminés par des données expérimentales et un

scénario considéré (**Ministère de l'environnement, 2007**). Dans notre cas, le scénario considéré est le suivant :

- Pas de distinction entre l'air extérieur et l'air intérieur (car il n'y a pas eu de mesures des concentrations en air intérieur), concentrations totales exprimées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Le temps journalier passé en air intérieur est estimé à 18,5 heures⁴.
- Le temps journalier passé en air extérieur est estimé à 2 heures⁴.
- La durée d'exposition théorique pour la population est estimée à 6 ans.
- Le nombre de jours d'exposition théorique annuelle est estimé à 356 jours (on considère que la population en moyenne environ 10 jours en dehors de la zone d'étude par an).
- La période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition est de 70 ans.
- Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) calculées à partir des ERU (excès de risque unitaire) conformément à la circulaire du 30 mai 2006 (par le Ministère de la Santé) sont présentées en tableau 71.

Composé	VTR (inhalation)	Référence
DEHP	0,0000024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA, 2005
BaP	0,0011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ERU)	OEHHA, 2005
BbF	0,00011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ERU)	OEHHA, 2005
BkF	0,00011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ERU)	OEHHA, 2005
Dib(ah)A	0,0012 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA, 2005
FLU	0,0011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ASTDR
Ind(cd)P	0,00011 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ERU)	OEHHA, 2005
HCB	0,00051 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ERU)	OEHHA, 2005
PCB	1,1.10 ⁻⁴ - 5,7.10 ⁻⁴ (ERU)	OEHHA, 2005

Tableau 71: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) données pour certains composés

⁴ <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Rapports-et-syntheses/Environnement-et-sante/2010/Description-du-budget-espace-temps-et-estimation-de-l-exposition-de-la-population-francaise-dans-son-logement>

Voie d'exposition unique : Inhalation								Grille de calcul IEM V0		
Facteurs de l'équation :		Csi	Cse	Ti	Te	T	Ef	Tm	VTR	
<p style="text-align: center;">Cette grille de calcul de l'IEM ne doit pas être utilisée pour fixer des objectifs de réhabilitation</p>		Concentration de la substance dans l'air intérieur	Concentration de la substance dans l'air extérieur	Temps journalier passé à l'intérieur	Temps journalier passé à l'extérieur	Durée d'exposition théorique	Nombre de jour d'exposition théorique annuelle	Période de temps sur laquelle est moyennée l'exposition (substance sans seuil d'effet : Tm est assimilée à la durée de la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans)	VTR (seuil d'effet)	VTR (sans seuil d'effet)
		µg/m³	µg/m³	heure	heure	année	jour	an	µg/m³	(µg/m³) ⁻¹
Paramètres du scénario		0,1	0,1	18,5	1,6	6	356	70	0,0000024	
Substance testée		Donnée du diagnostic	Données issues de bases de données ou d'enquêtes de terrain						Quotient de danger :	
								Excès de risque individuel : 1,7E-08		

Figure 93: Exemple de feuille de calculs des expositions théoriques par inhalation (Ministère de l'environnement, 2007)

D'après ce scénario et les concentrations expérimentales obtenues pour les différents COSV, l'excès de risque individuel théorique est calculé. Pour les phtalates, seul l'ERI pour le DEHP a pu être évalué. Dans le cas des HAP, l'ERI total ($\Sigma 15$) est calculé par l'équation suivante :

$$ERI_{total} = (FET_1 \times [HAP]_1 + FET_2 \times [HAP]_2 + \dots) \times ERU \text{ (BaP)}$$

Les facteurs d'équivalence (FET) pour les HAP sont donnés par l'AFSSA et l'ERU du BaP est de $1,1 \cdot 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OEHHA, 2005).

Les résultats sont présentés en tableau 72.

Moyenne Eté/Hiver	Station d'épuration		Zone industrielle de Limay	
	Concentrations de la substance dans l'air (µg/m3)	Excès de risque individuel	Concentrations de la substance dans l'air (µg/m3)	Excès de risque individuel
DEHP	0,10	1,7E-08	0,04	6,7E-09
HAP ($\Sigma 15$)	0,02	1,6E-06	0,005	3,5E-08
PCB ($\Sigma 7$)	0,0001	7,7E-10	0,0002	1,5E-9
HCB	0,0008	2,9E-8	0,00007	2,5E-9

Tableau 72: Calculs de l'excès de risque individuel (ERI) pour les sites de la station d'épuration et de la zone industrielle de Limay-Porcheville

Les résultats obtenus sont comparés avec le schéma suivant (figure 94), qui présentent les différents cas de figures possibles pour l'interprétation de l'IEM.

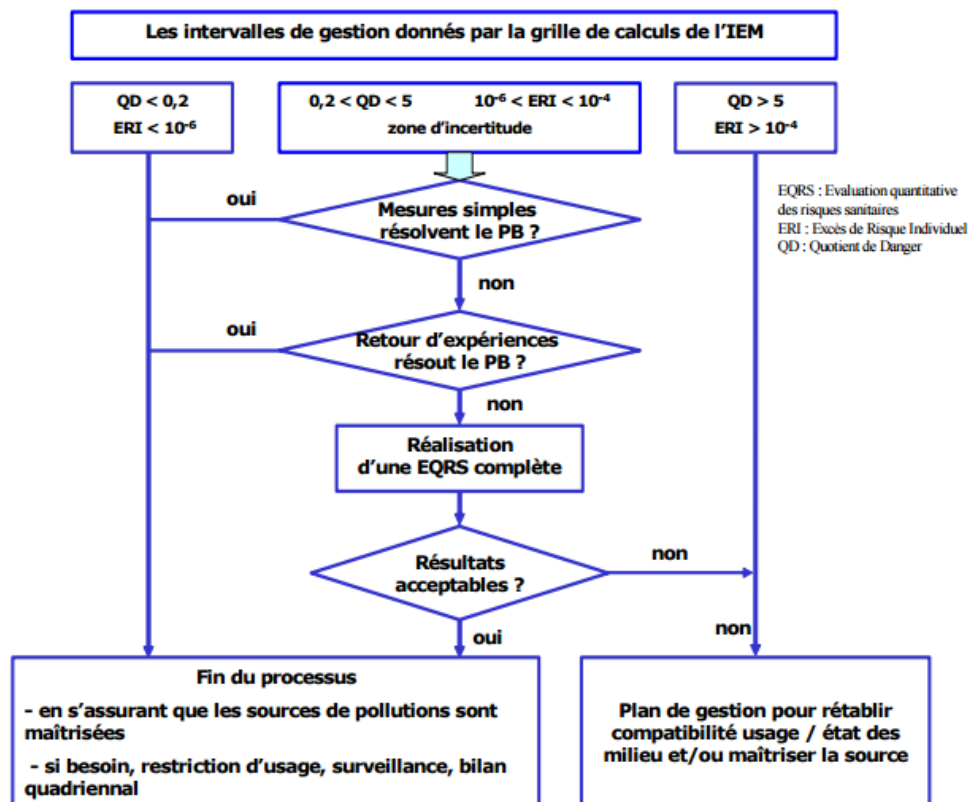


Figure 94:Interprétation des intervalles de gestion donnés par la grille de calculs de l'IEM (Ministère de l'environnement, 2007)

Dans le cas de toutes les familles de composés étudiées ici, les estimations des ERI (Excès de risque individuel) calculées sont inférieures à 10^{-5} , ceci entraînant une absence de risque additionnel d'apparition de cancer (ou d'effet tératogène ou mutagène) suivant la substance considérée. Ainsi, deux sites ne représentent aucun risque sanitaire immédiat pour ces composés. Cependant, il faudrait s'assurer de pouvoir contenir les émissions sur les deux sites, principalement pour les phtalates (dont seul l'ERI du DEHP a été calculé) et les HAP.

Conclusion- Perspectives

Ce projet s'est concentré sur des sites comme une station d'épuration en zone rurale, une enceinte ferroviaire souterraine, une zone de traitement des déchets dangereux, d'un axe de trafic routier ainsi que de sites ateliers fortement urbanisés. L'ensemble des travaux a consisté à définir les différentes sources d'émission de composés organiques semi-volatils en zone rurale et en zone urbaine, ainsi que l'importance de la volatilité passive à partir des différents compartiments environnementaux.

Les résultats indiquent que la contamination non halogénée en phtalates et HAP de l'air ambiant en région Ile-de-France dépasse amplement celle des POP chlorés ou bromés étudiés, que ce soit au voisinage de sources d'émission diffuse, ou d'habitats résidentiels. Ainsi, il a été établi un classement général phtalates>HAP>PCB>HCB>PBDE>PeCB qui est commun aux deux techniques d'échantillonnage de l'air par échantillonneur dynamique, ou capteur passif. A de rares exceptions près, tous ces contaminants sont ubiquistes dans l'air ambiant, leur présence en phase gazeuse étant majoritaire devant celle en phase particulaire, à l'exception de quelques composés peu volatils du groupe chimique des HAP ou des PBDE. La contamination supérieure de l'air ambiant en période estivale (HAP exceptés) révèle l'importance relative des émissions diffuses et par volatilisation.

Les connaissances acquises, les plus singulières résident dans la caractérisation de l'émission de phtalates et de HAP au niveau de la filière biologique d'une STEP, ces deux groupes chimiques étant également émis en association dans l'air au niveau du trafic routier. Les enceintes ferroviaires souterraines constitueraient aussi une source d'émissions diffuses de ces contaminants et l'analyse statistique confirme que la source interne se différencie de celle de l'air introduit dans ce milieu souterrain. Ce milieu conserve par ailleurs encore la mémoire des usages passés et diversifiés des PCB et constitue un vecteur pouvant participer au bruit de fond au centre de Paris.

Il ressort de l'étude réalisée sur la zone industrielle de Limay-Porcheville, que les entreprises de recyclage de déchets dangereux et de VHU, implantées de son secteur sud précédemment suspectées par Airparif d'émettre des éléments métalliques, le sont également vis-à-vis des phtalates, des HAP, des PCB, des PBDE et de l'HCB dont les concentrations plus élevées dans l'air sont habituellement plutôt le fait d'une contamination historique d'origine agricole. De même à la périphérie de l'ISDD de Guitrancourt, la comparaison des concentrations déterminées en été avec celles des deux stations de référence, conduit à suspecter la possibilité

d'une émission locale de phtalates et de PCB, leurs valeurs étant à la fois supérieures à celles de de la commune rurale de Boissy-le-Châtel et du bruit de fond déterminé à Paris.

Toutefois, les interprétations de l'état du milieu (IEM) réalisées à partir d'analyses directes sur l'air, ou indirectes à partir de bio-accumulateurs végétaux, de sols et de retombées atmosphériques indiquent que la contamination de l'air en périphérie de la ZI de Limay-Porcheville, reste le plus souvent d'un niveau équivalent à celui du centre de la capitale. Les résultats et les informations obtenus sur la qualité de l'air ambiant à partir des capteurs passifs et d'une espèce végétale autochtone, confortent l'essentiel des résultats acquis parallèlement à partir des techniques classiques et démontrent l'intérêt de ces outils complémentaires qui sont indispensables à la réalisation d'étude à grande échelle spatio-temporelle. L'essai de caractérisation des flux d'émission de COSV par l'épuration des eaux usées a permis de déterminer des valeurs a priori faibles, mais qui devraient être reconsidérées à l'échelle de grandes agglomérations où elles pourraient constituer un vecteur non négligeable d'émission de micropolluants organiques.

Enfin, la portée des travaux révèle surtout que les émissions diffuses de COSV non halogénés par volatilisation passive constituent une question environnementale dont les enjeux sanitaires pourraient dépasser celle de certains anciens POP, tels les PCB.

L'étude de la contamination du compartiment atmosphérique par les composés semi-volatils s'est effectuée au cours de ce projet sur une large échelle spatiale et temporelle. L'ensemble du travail présenté dans cette thèse constitue un travail exploratoire dans l'identification de sources ou de vecteurs d'émissions diffuses directes ou indirectes par le milieu urbain et par les activités de traitement des déchets en Ile-de-France.

Il est nécessaire à l'avenir tout d'abord de réaliser des études plus avancées et spécifique de chacune des activités industrielles étudiées (traitement des déchets liquides ou solides, transport urbain,...), afin d'obtenir une base de données des COSV plus importantes, permettant de modéliser les sources et les flux d'émissions des COSV sur les différents sites. Cela permettra d'améliorer la surveillance de la qualité de l'air, en répertoriant de nouvelles activités émettrices de COSV contributrices de la pollution atmosphérique chronique.

Il est aussi nécessaire de compléter l'étude réalisée sur les retombées atmosphériques sur les HAP par une comparaison avec la base de données de l'Observatoire MERA (Observatoire national de Mesure et d'Evaluation en zone Rurale de la pollution Atmosphérique à longue

distance). Le réseau MERA représente des stations plutôt rurales à représentativité nationale. Il est la composante française du dispositif européen EMEP de suivi sur le long terme de la pollution atmosphérique longue distance dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution transfrontalière à longue distance (CLRTAP). Il permet de répondre au besoin du système de surveillance national s'agissant de la directive 2008/50/CE. Cette analyse permettra de comparer les concentrations observées sur nos sites d'étude à ceux d'autres sites en France, et d'estimer la contribution de la pollution longue distance à la contamination des dépôts atmosphériques étudiés à l'échelle locale ou régionale.

Une comparaison des résultats obtenus pour les capteurs passifs avec des programmes associés au réseau de surveillance globale (GMP) coordonné par RECETOX (Research Centre for Toxic Compounds in the Environment) sera également à réaliser. Pour cela, les résultats pourront être comparés avec deux programmes de surveillance, comme l'UNECE-EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) pour l'Europe, et MONET (passive sampling MONitoring NETwork) pour l'Union Européenne.

Enfin, il sera nécessaire de développer la calibration des capteurs passifs afin de valider cette méthode pour les phtalates et les HAP. Pour cela, une amélioration des modèles mathématiques développés par Harner et une approche comparative des volumes d'air équivalent (m^3), calculés par la technique du dopage de « depuration compounds » versus par la technique de la corrélation des masses de composés natifs sur les PUFs et les préleveurs actifs, seront réalisées.

Bibliographie

- ADEME, J.L., 2012. *Programme de recherche de L'ADEME sur les émissions atmosphériques du compostage- connaissances acquises et synthèse bibliographique*, ADEME.
- AFIDOL, 2015. Phtalates. Available at: <http://www.afidoltek.org/index.php/Phtalates>.
- Airparif, 1996. *Influence de la hauteur de la prise d'échantillon sur les concentrations observées dans différents types de surveillance de la qualité de l'air*. Etude Primequal, 2p.
- Airparif, 2014. La qualité de l'air en Ile-de-France en 2013- Rapport Airparif.
- Airparif, 2013. *Pollution atmosphérique Benzo(a)pyrène et autres Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)- Cas de la région Ile-de-France*, 51p.
- Airparif, 2012. *Surveillance des métaux dans l'air en Vallée de Seine autour de la zone industrielle de Limay-Porcheville*, 27p.
- Airparif, 2015. Surveillance et information sur la qualité de l'air en Ile-de-France en 2014.
- Airparif & RATP, 2009. Campagne de mesure à la station de métro Faidherbe-Chaligny.
- Allen, J.O., 1997. *Atmospheric partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and oxygenated PAH*. Massachusetts Institute of Technology. Available at: http://allen-analytics.com/wp-content/docs/joa_thesis_nopic.pdf [Consulté le 12 octobre 2015].
- Al Rashidi et al., 2014. Heterogeneous oxidation of folpet and dimethomorph by OH radicals: A kinetic and mechanistic study. *Atmospheric Environment*, 82, 164- 171.
- Alliot et al., 2014. A multi-residue method for characterization of endocrine disruptors in gaseous and particulate phases in ambient air. *Atmos. Environ.*, 92, 1-8.
- Andra, S. et al., 2012. Co-leaching of brominated compounds and antimony from bottled water. *Environment International*, 38(1), 45-53.
- ANSES, 2015. Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs. Available at: <http://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011sa0265Ra.pdf> [Consulté le 1 Novembre 2015].
- Atkinson, 1991. Atmospheric lifetimes of dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Science of The Total Environment*, 104(1-2), 17-33.
- ATSDR, 2000. Toxicological Profile: Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Available at: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=142&tid=26> [Consulté le février 13, 2013].
- Augusto, S. et al., 2010. Lichens as an integrating tool for monitoring PAH atmospheric deposition: a comparison with soil, air and pine needles. *Environmental Pollution*, 158(2), 483-489.

- Bacci et Gaggi, 1985. Polychlorinated biphenyls in plant foliage: translocation or volatilization from contaminated soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35, 673-681.
- Bacci et Gaggi, 1986. Chlorinated pesticides in plant foliage: translocation experiments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 37, 850-857.
- Baek et al., 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, air and soil pollution*, 60(3), 279-300.
- Baek et al., 2010. Spatial and seasonal distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the vicinity of an iron and steel making plant. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3035-3040.
- Bai et al., 2013. Theoretical study on the OH-initiated atmospheric reaction of 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl) ethane (DDT). *Atmospheric Environment*, 67, 177-183.
- Bailey, R.E., van Wijk, D. & Thomas, P.C., 2009. Sources and prevalence of pentachlorobenzene in the environment. *Chemosphere*, 75(5), 555-564.
- Barber et al., 2005. Hexachlorobenzene in the global environment: emissions, levels, distribution, trends and processes. *Science of the Total Environment*, 349, 1-44.
- Bartkow, M.E. et al., 2005. Passive air sampling theory for semivolatile organic compounds. *Chemosphere*, 60(2), 170-176.
- Beaumier, 2014. Evaluation des risques écotoxicologiques des polybromodipényléthers.
- Bernes, C., 1998. *Persistent Organic Pollutants: A Swedish View of an International Problem* Swedish Environmental Protection Agency.
- Besis et al., 2015. Atmospheric occurrence and gas-particle partitioning of PBDEs in an industrialised, urban and suburban area of Thessaloniki Northern Greece- Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Science and Technology.
- Bidleman, T.F. & Foreman, W.T., 1987. Vapor-Particle Partitioning of Semivolatile Organic Compounds. In *Sources and Fates of Aquatic Pollutants*. American Chemical Society, 216, 27-56.
- Birnbaum, L.S. & Staskal, D.F., 2004. Brominated Flame Retardants: Cause for Concern? *Environmental Health Perspectives*, 112(1), 9-17.
- Blanchard et al., 2009. *Contamination des boues urbaines issues de différentes filières d'épuration. Exemple des phtalates, des polybromodiphényl éthers, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des antibiotiques*, rapport PIREN, 13p.
- Blanchard et al., 2001. Origin and distribution of polyaromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in urban effluents to wastewater treatment plants of the Paris area (France). *Water Research*, 35(15), 3679-3687.
- Blanchard et al., 2006. The Seasonal Fate of PCBs in Ambient Air and Atmospheric Deposition in Northern France. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 53(2), 123-144.

- Boas et al., 2012. Thyroid effects of endocrine disrupting chemicals. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 355(2), 240-248.
- Bohlin et al., 2008. Observations on persistent organic pollutants in indoor and outdoor air using passive polyurethane foam samplers. *Atmospheric Environment*, 42(31), 7234-7241.
- Borja et al., 2005. Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. *Process Biochemistry*, 40(6), 1999-2013.
- Brändli et al., 2007. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution*, 148(2), 520-528.
- Breivik et al., 2002. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 1. Global production and consumption. *Science of The Total Environment*, 290(1-3), 181-198.
- Briant, Denis & Hipeaux, 1997. *Physico-chimie des lubrifiants* Technip., 464p.
- Brigon et al., 2005. *Les substances dangereuses prioritaires de la directive cadre sur l'eau Fiches de données technico-économiques Rapport final*, INERIS, 267p.
- Bunce & Dryfhout, 1992. Diurnal and seasonal modelling of the tropospheric half-lives of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Canadian Journal of Chemistry*, 70(7), 1966-1970.
- Butt et al., 2004. Spatial Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Southern Ontario As Measured in Indoor and Outdoor Window Organic Films. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 724-731.
- Cai et al., 2007. Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China. *Chemosphere*, 68(9), 1751-1762.
- Cetin & Odabasi, 2005. Measurement of Henry's law constants of seven polybrominated diphenyl ether (PBDE) congeners as a function of temperature. *Atmospheric Environment*, 39, 5273-5280.
- Chen et al., 2006. Concentration Levels, Compositional Profiles, and Gas-Particle Partitioning of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Atmosphere of an Urban City in South China. *Environmental Science & Technology*, 40(4), 1190-1196.
- Chevreuil, 2013. *Contamination de l'air ambiant par les perturbateurs endocriniens en Ile-de-France et caractérisation d'effets toxiques associés*, Programme PNRPE, rapport final, 133p.
- Chevreuil et al., 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(1-3), 25-37.
- CITEPA, 2003. *Estimation des émissions de polluants liées à la combustion du bois en France*, Available at: <http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/estimation->

- emissions-polluants-liees-a-combustion-bois-en-france.pdf [Consulté le octobre 12, 2015].
- Clara et al., 2010. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere*, 78(9), 1078-1084.
- Clarke et al., 2008. Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in Australian sewage sludge. *Chemosphere*, 73(6), 980-989.
- Dargnat et al., 2009. Phthalate removal throughout wastewater treatment plant: case study of Marne Aval station (France). *The Science of the Total Environment*, 407(4), 1235-1244.
- Dargnat, 2008. *Sources, transfert et devenir des phtalates sur le bassin versant de la Seine. Caractérisation des dangers pour l'environnement et les écosystèmes*. Paris, France: Université Pierre et Marie Curie, 320p.
- Deinun et al., 1995. The influence of uptake by leaves on atmospheric deposition vapor-phase organic. *Atmospheric Environment*, 29, 997-1005.
- De Wit, 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46(5), 583-624.
- Diercxsens et al., 1987. Apport par les boues d'épuration de micropolluants organiques dans les sols et les cultures. *Gaz, Eaux, Eaux usées*, 67, 123-131.
- Direction générale de la Santé, 2003. Dossier de presse « Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France ».
- Dreyer et al., 2015. Particle-size distribution of airborne poly- and perfluorinated alkyl substances. *Chemosphere*, 129, 142-149.
- Eriksson, P., Jakobsson, E. & Fredriksson, A., 2001. Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxicants in our environment? *Environmental health perspectives*, 109(9), 903.
- European Union, 2003. *Risk Assessment Report: diphenyl ether, octabromo derivative*, European Chemicals Bureau. Available at: <http://echa.europa.eu/documents/10162/5b10aa46-9a88-4aed-b338-1e06105b924c>.
- European Union, 2001. *Risk Assessment Report: diphenyl ether, pentabromo deriv.*, European Chemicals Bureau. Available at: <http://echa.europa.eu/documents/10162/781ee1e9-6c90-467e-998b-8910ca2793e5>.
- European Union, 2004. *Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl)ether*, European Chemicals Bureau. Available at: <http://echa.europa.eu/documents/10162/4494ce60-0838-43c9-a8ff-13e9d24e578e>.
- Fankhauser-Noti & Grob, 2006. Migration of plasticizers from PVC gaskets of lids for glass jars into oily foods: Amount of gasket material in food contact, proportion of plasticizer migrating into food and compliance testing by simulation. *Trends in Food Science and technology*, 17, 105-112.

- Fathepure et al., 1988. Reductive dechlorination of hexachlorobenzene to tri or dichlorobenzenes in aerobic sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 327-330.
- Fausser et al., 2003. Phthalates, nonylphenols and LAS in an alternately operated wastewater treatment plant—fate modelling based on measured concentrations in wastewater and sludge. *Water Research*, 37(6), 1288-1295.
- Ferreira, 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons: a QSPR study. *Chemosphere*, 44(2), 125-146.
- Finlayson-Pitts & Pitts Jr., 2000. Chapter 10 - Airborne Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Their Derivatives: Atmospheric Chemistry and Toxicological Implications. In B. J. F.-P. N. Pitts, éd. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. San Diego: Academic Press, 436-546.
- Franzaring & van der Eerden, 2000. Accumulation of airborne persistent organic pollutants (POP) in plants. *Basic and Applied Ecology*, 1, 25-30.
- Frederiksen et al., 2009. Human internal and external exposure to PBDEs – A review of levels and sources. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212(2), 109-134.
- Fromme et al., 2004. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). *Indoor Air*, 14(3), 188-195.
- Fromme et al., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Science of The Total Environment*, 217(1-2), 165-173.
- Gao et al., 2014. Occurrence and fate of phthalate esters in full-scale domestic wastewater treatment plants and their impact on receiving waters along the Songhua River in China. *Chemosphere*, 95, 24-32.
- Garrec and van Haluwyn, 2002. Biosurveillance végétale de la qualité de l'air: concepts, méthodes et application. Tec & Doc. Lavoisier, Paris, France, 117 pp.
- Gioia et al., 2011. Evidence for Major Emissions of PCBs in the West African Region. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1349-1355.
- GIP Seine Aval, 2007. « La contamination chimique: quel risque en estuaire de Seine? » Fiche substance: Polychlorobiphényles (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; octobre 2007.
- Gomez-Hens & Aguilar-caballo, 2003. Social and economic interest in the control of phthalic acid esters. *Trends in Analytical Chemistry*, 22(11), 847-857.
- Gouin et al., 2006. Concentrations of decabromodiphenyl ether in air from Southern Ontario: Implications for particle-bound transport. *Chemosphere*, 64(2), 256-261.
- Gouin et al., 2005. Variability of concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in air: implications for monitoring, modeling and control. *Atmospheric Environment*, 39(1), 151-166.

- Granier, 1991. *Apports atmosphériques en organochlorés à l'hydrosphère*. Paris, France: Université Pierre et Marie Curie, 160 p.
- Granier & Chevreuril, 1991. Automobile traffic a source of PCB to the atmosphere. *Chemosphere*, 23(5), 785-788.
- Granier et al., 1988. Mass balance of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the waste water treatment plant of the Paris area (Achères). *Comptes Rendus De L Academie Des Sciences*, 306, 1175-1178.
- Granier & Chevreuril, 1992. On the use of tree leaves as bioindicators of the contamination of air by organochlorines in France. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64(3-4), 575-584.
- Grouhel & Thébaud, 2005. *Analyse de contaminants organiques (PCB, OCP, HAP) dans les organismes marins*, Editions Quae, 44p.
- Guide LCSQA, 2015. Conception, implantation et suivi des stations françaises de surveillance de la qualité de l'air, avril 2015.
- Guidotti et al., 2000. Determination of organic micropollutants in rain water for laboratory screening of air quality in urban environment. *Environment International*, 26(1-2), 23-28.
- Guo et al., 2009. Levels and distributions of polychlorinated biphenyls in sewage sludge of urban wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Sciences*, 21(4), 468-473.
- Gustafson, 1970. PCB's-prevalent and persistent. Intensified research is needed to minimize their dangers -. *Environmental Science & Technology*, 4, 814-819.
- Halsall et al., 2001. Modelling the behaviour of PAHs during atmospheric transport from the UK to the Arctic. *Atmospheric Environment*, 35(2), 255-267.
- Hansen, 1987. Food chain modification of the composition and toxicity of PCB residues. *Review of Environmental Toxicology*, 3, 149-212.
- Harmens et al., 2011. Mosses as biomonitors of atmospheric POPs pollution: A review. Report for Defra contract AQ08610.
- Harner et al., 2006. Passive air sampling for persistent organic pollutants: Introductory remarks to the special issue. *Environmental Pollution*, 144(2), 361-364.
- Harner et al., 2004. Using Passive Air Samplers To Assess Urban-Rural Trends for Persistent Organic Pollutants. 1. Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides. *Environmental Science & Technology*, 38(17), 4474-4483.
- Harner & Shoeib, 2002. Measurements of octanol-air partition coefficients (K-OA) for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 47(2), 228-232.

- Harrad & Hunter, 2006. Concentrations of Polybrominated Diphenyl Ethers in Air and Soil on a Rural–Urban Transect Across a Major UK Conurbation. *Environmental Science & Technology*, 40(15), 4548-4553.
- Harrad et al., 2006. Concentrations of Polychlorinated Biphenyls in Indoor Air and Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor Air and Dust in Birmingham, United Kingdom: Implications for Human Exposure. *Environmental Science & Technology*, 40(15), 4633-4638.
- Hassanin et al., 2004. PBDEs in European Background Soils: Levels and Factors Controlling Their Distribution. *Environmental Science & Technology*, 38(3), 738-745.
- Hautala et al., 1995. Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environmental Pollution*, 87(1), 45-49.
- He et al., 2014. Atmospheric PBDEs at rural and urban sites in central China from 2010 to 2013: Residual levels, potential sources and human exposure. *Environmental Pollution*, 192, 232-243.
- Hemminki & Pershagen, 1994. Cancer risk of air pollution: epidemiological evidence. *Environmental health perspectives*, 102(Suppl 4), 187.
- Heudorf et al., 2007. Phthalates: toxicology and exposure. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 210(5), 623-634.
- IFREMER, 2011. Les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français 2003-2007. Available at: http://envlit.ifremer.fr/infos/actualite/2009/les_contaminants_chimiques_dans_les_huitres_et_les_moules_du_littoral_francais_2003_2007 [Consulté le octobre 12, 2015].
- INERIS, 2012. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Pentabromodiphényléthers. Available at: <http://rsde.ineris.fr/> ou <http://www.ineris.fr/substances/fr>.
- INERIS, 2005. *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques- Guide méthodologique*.
- INERIS, 2001. Le goudron dans les déchets du réseau routier. Available at: <http://www.ineris.fr/centredoc/goudron.pdf>.
- INERIS, L., 2011. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France- Les polychlorobiphényles. Available at: <http://archimer.ifremer.fr/doc/00177/28793/> [Consulté le 19 novembre 2015].
- INRS, 2007. Evaluation de l'exposition professionnelle au phtalate de di-(2-Ethylhexyle) (DEHP) -. *Fiche toxicologique*, (161). Available at: <http://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ND%202266> [Consulté le 12 octobre 2015].
- INRS, 2004. Le point des connaissances sur les phtalates, ED 5010. Available at: http://c2ds.eu/uploads/INRS_phtalates.pdf [Consulté le 12 octobre 2015].

- Kennedy et al. 2010. The potential effect of differential ambient and deployment chamber temperatures on PRC derived sampling rates with polyurethane foam (PUF) passive air samplers. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 158(1), 142-147.
- Keyte et al. 2013. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons--a review. *Chemical Society Reviews*, 42(24), 9333-9391.
- Kierkegaard, 2007. *PBDEs in the Environment: time trends, bioaccumulation and the identification of their successor, decabromodiphenyl ethane*. Suède: Université de Stockholm, 76p.
- Kimber & Dearman, 2010. An assessment of the ability of phthalates to influence immune and allergic responses. *Toxicology*, 271(3), 73-82.
- Kim et al., 2013. Indoor Exposure and Health Risk of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Public Facilities, Korea. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 7(2), 72-84.
- Laborie et al., 2016. A new analytical protocol for the determination of 62 endocrine-disrupting compounds in indoor air. *Talanta*, 147(15), 132-141.
- Laborie, 2015. *Exposition Humaine aux perturbateurs endocriniens par inhalation Caractérisation de la contamination de l'air intérieur par analyses chimiques et biologiques in vitro*. Paris, France: Université Pierre et Marie Curie, 272p.
- La Guardia et al., 2006. Detailed Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Congener Composition of the Widely Used Penta-, Octa-, and Deca-PBDE Technical Flame-retardant Mixtures. *Environmental Science & Technology*, 40(20), 6247-6254.
- Latini et al., 2003. Exposure to Di(2-ethylhexyl)phthalate in Humans during Pregnancy. *Biol Neonate*, 83(1), 22-24.
- Law et al., 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere*, 64(2), 187-208.
- Lebeuf et al., 2004. Levels and Temporal Trends (1988–1999) of Polybrominated Diphenyl Ethers in Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Environmental Science & Technology*, 38(11), 2971-2977.
- Lee et al., 1995. PAH characteristics in the ambient air of traffic-source. *Science of The Total Environment*, 159(2-3), 185-200.
- Li & Jin, 2013. Model predictions of toxaphene degradation in the atmosphere over North America. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, 32(12), 2663-2671.
- Ligocki et al., 1985. Trace organic compounds in rain--II. Gas scavenging of neutral organic compounds. *Atmospheric Environment (1967)*, **19**, 1609–1617.
- Lim et al., 1999. The Contribution of Traffic to Atmospheric Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, 33(20), 3538-3542.

- Lund, 2000. Note on endocrine disrupting compounds.
- Mackay, 1980. Solubility, Partition Coefficients, Volatility, and Evaporation Rates. *The handbook of environmental chemistry*, 2, 31-45.
- Mackay et al., 1992. *Illustrated handbook of physical- chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume I: monoaromatic, hydrocarbons, chlorobenzenes and polychlorinated biphenyls* Lewis Publishers., 4000p.
- Mackay et al., 2006. *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties of Environmental Fate for Organic Chemicals*, Lewis Publishers, 4182p.
- Mackintosh et al., 2004. Distribution of phthalate esters in a marine aquatic food web: comparison to polychlorinated biphenyls. *Environmental Science & Technology*, 38(7), 2011-2020.
- Mandalakis et al. 2003. Direct evidence for destruction of polychlorobiphenyls by OH radicals in the subtropical troposphere. *Environmental Science & Technology*, 37(3), 542-547.
- Mandalakis et al., 2009. Particle-size distribution and gas/particle partitioning of atmospheric polybrominated diphenyl ethers in urban areas of Greece. *Environmental Pollution*, 157(4), 1227-1233.
- Mantseva et al., 2004. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E information, note 5/2004. Meteorological synthesizing Centre-East, Moscow, Russia.
- MEDD and ADEME. 2003. Plan national de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB et PCT. <<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/plan-national-pcb.pdf>> (25 October 2015).
- MEDDE and MASS, 2013. Circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation.
- Melymuk et al., 2014. Current challenges in air sampling of semi-volatile organic contaminants: sampling artifacts and their influence on data comparability. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14077-14091.
- Menichin et al., 1999. The temporal variability of the profile of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air: a study in a medium traffic area in Rome, 1993-1998. *Atmospheric Environment*, 33(23), 3739-3750.
- Meunier, 2008. Rapport d'information n° 998 : Le Rhône et les PCB : une pollution au long cours [Consulté le 02 février 2015].
- Meunier & Bazin, 2010. Les PCB: propriétés, caractérisation, historique industriel, origine des pollutions, comportements dans le milieu naturel, techniques d'analyses, expression des résultats de mesure.
- Ministère de l'environnement, 2007. Dossier disponible à: <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-interpretation-de-l-etat-des.html>

- Mohn et al., 1997. Aerobic biodegradation of biphenyl and polychlorinated biphenyls by Arctic soil microorganisms. *Applied and environmental microbiology*, 63(9), 3378–3384.
- Morat, 2005. *Evaluation de l'exposition des salariés aux produits cancérigènes dans une usine de caoutchouc*, Université catholique de Louvain.
- Moreau-Guigon, et al. 2015. *Contamination de l'atmosphère par les composés perturbateurs endocriniens en Ile-de-France*. PIREN-Seine. Phase VI final, 13p.
- Moreau-Guigon et al., 2011b. Evaluation du platane comme bioindicateur de la contamination atmosphérique par les composés organiques semi volatils (COSV): PCB, HAP, PBDE, Parabènes, phtalates et BPA, PIREN-Seine, Phase VI, 8p.
- Moreau-Guigon et al., 2011a. *Diffusion de perturbateurs endocriniens par le compartiment atmosphérique et les amendements agricoles, contamination des sols et transferts hydriques : exemple des PCB, HAP, PBDE, alkylphénols, phtalates et du BPA*, 34p.
- Moreau-Guigon, E. et al., 2013. Contamination de l'air par les contaminants organiques, bioindication et conséquences sur la contamination des sols. In *Colloque PIREN-Seine*, 11p.
- Moreno, 2015. Commuter air quality in rail subway systems : current understanding and future mitigation, Session Barcelona, Spain.
- Motelay-Massei, 2003. *Contribution du compartiment atmosphérique au transfert des HAP dans le bassin versant aval de la Seine: bilan à l'échelle de deux bassins versants expérimentaux*. Paris, France: Université Pierre et Marie Curie, 369 p.
- Motelay-Massei et al., 2004. Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere*, 55(4), 555-565.
- Motelay-Massei et al., 2005. Using Passive Air Samplers To Assess Urban–Rural Trends for Persistent Organic Pollutants and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. 2. Seasonal Trends for PAHs, PCBs, and Organochlorine Pesticides. *Environmental Science & Technology*, 39(15), 5763-5773.
- Moza et al., 1976. Fate of 2,2'-dichlorobiphenyl-14C in carrots, sugar beets, and soil under Outdoor conditions -. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 24(4), p.881-885.
- Muller et al., 2001. PAHs, PCDD/Fs, PCBs and HCB in leaves from Brisbane, Australia. *Chemosphere*, **43**, 507–515.
- Noirot-Cosson, 2010. *Les polychlorobiphényles dans l'environnement: Rapport de l'analyse des deux premières étapes à l'évaluation des risques sanitaires*. Paris, France: Université Paris Descartes.
- Norström et al., 2010. External exposure and bioaccumulation of PCBs in humans living in a contaminated urban environment. , 36(8), 855-861.
- Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) (2005) Benzene. Appendix B: B69-76. Air toxic Hot Spots Program, Risk Assessment Guidelines. Part II Technical

- support Document for describing Available cancer potency factors. (OEHHA, Californie) 662p.
- OFSP., 2012. *Fiche d'information : les phtalates.*, Suisse: Office fédéral de la santé publique, 6 p.
- Ollivon et al., 1999. Contamination des eaux usées de l'agglomération parisienne par les micropolluants polyaromatiques: HAP et PCB. Rapport Piren, 10p.
- Pacyna, 2011. *Persistent Pollution – Past, Present and Future: School of Environmental Research; Chapter 4: Environmental Emissions of Selected Persistent Organic Pollutants* Springer., Quante, Ebinghaus and Flöser, 7 p.
- Palm et al., 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution*, 117(2), 195-213.
- Pelletier et al., 2008. Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans le Saint-Laurent : de nouveaux contaminants à surveiller, Québec.
- Pozo et al., 2004. Passive-sampler derived air concentrations of persistent organic pollutants on a north-south transect in Chile. *Environmental Science & Technology*, 38(24), 6529-6537.
- Pozo et al., 2012. Survey of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmosphere of rural, urban and industrial areas of Concepción, Chile, using passive air samplers. *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 426-434.
- PRIMEQUAL, 1996. Etude PRIMEQUAL « Influence de la prise d'échantillons sur les teneurs mesurées », convention n°54/96 du 14 novembre 1996.
- Rahman et al., 2001. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Science of The Total Environment*, 275(1-3), 1-17.
- Rakkestad et al., 2007. Phthalate levels in Norwegian indoor air related to particle size fraction. *Journal of Environmental Monitoring*, 9, 1419-1425.
- Ravindra et al., 2008. Variation in particulate PAHs levels and their relation with the transboundary movement of the air masses. *The Science of the Total Environment*, 396(2-3), 100-110.
- Rosberg et al., 2006. Chlorinated Hydrocarbons. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*.
- Rudel et al., 2003. Phthalates, Alkylphenols, Pesticides, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Other Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air and Dust. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4543-4553.
- Rudel & Perovich, 2009. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment*, 43(1), 170-181.

- Salapasidou et al., 2011. Endocrine disrupting compounds in the atmosphere of the urban area of Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 45, 3720-3729.
- Salki and Maeda, 1982. Cleaning procedures for removal of external deposits from plant samples. *Environ. Sci. Technol.*, 16, 536-539.
- Sander, 1999. *Compilation of Henry's law constants for inorganic and organic species of potential importance in environmental chemistry*, Max-Planck Institute of Chemistry, Air Chemistry Department Mainz, Germany.
- Schauer et al., 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air particulate matter: decadal and seasonal trends, chemical degradation, and sampling artifacts. *Environmental Science & Technology*, 37(13), 2861-2868.
- Schenker et al., 2008. Modeling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): the importance of photolysis for the formation of lighter PBDEs. *Environmental Science & Technology*, 42(24), 9244-9249.
- Schuler et al., 2006. Comparative toxicity of fluoranthene and pentachlorobenzene to three freshwater invertebrates. *Environmental toxicology and chemistry*, 25(4), 985-994.
- Schuler et al., 2007. Response spectrum of fluoranthene and pentachlorobenzene for the fathead minnow. *Environmental toxicology and chemistry*, 26(1), 139-148.
- Schwarzenbach et al., 2003. *Environmental Organic Chemistry*, second edition, Wiley-Interscience.
- Shen et al., 2006. Polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the North American atmosphere. *Environmental Pollution*, 144(2), p.434-444.
- Shen et al., 2007. From mother to child: Investigation of prenatal and postnatal exposure to persistent bioaccumulating toxicants using breast milk and placenta biomonitoring. *Chemosphere*, 67(9), S256-S262.
- Shen et al., 2005. Atmospheric Distribution and Long-Range Transport Behavior of Organochlorine Pesticides in North America. *Environmental Science & Technology*, 39(2), 409-420.
- Shoeib & Harner, 2002. Characterization and Comparison of Three Passive Air Samplers for Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 36(19), 4142-4151.
- Simcik et al., 1999. Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, 33(30), 5071-5079.
- Smith & Harrison, 1996. Concentrations, trends and vehicle source profile of polynuclear aromatic hydrocarbons in the U.K. atmosphere. *Atmospheric Environment*, 30(14), 2513-2525.
- Staples et al., 1997. The environmental fate of phthalate esters: A literature review. *Chemosphere*, 35(4), 667-749.

- Stapleton & Dodder (2008). Photodegradation of decabromodiphenyl ether in house dust by natural sunlight. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, 27(2), 306-312.
- Su et al., 2007. Multi-year measurements of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Arctic atmosphere. *Atmospheric Environment*, 41, 8725-8735.
- SYNAMAP, 2015. EPI et phtalates. Available at: <http://www.travaillermieux.gouv.fr/IMG/pdf/fiche-epi-phtalates-bdef.pdf> [Consulté le 21 octobre 2015].
- Tan et al., 2007. Comprehensive study of endocrine disrupting compounds using grab and passive sampling at selected wastewater treatment plants in South East Queensland, Australia. *Environment International*, 33(5), 654-669.
- Teclechiel, D., 2008. *Synthesis and characterization of highly polybrominated diphenyl ethers*. Stockholm: Department of Environmental Chemistry, Stockholm university.
- Teil et al., 2016. Endocrine disrupting compounds in gaseous and particulate outdoor air phases according to environmental factors, *Chemosphere*.
DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.015
- Teil et al., 1999. Origine et qualité des apports en polluants organiques persistants: hydrocarbures aromatiques polycycliques et polychlorobiphényles, de temps sec et de temps de pluie à la station d'épuration Seine Aval. *Rapport GDR PIREN-SEINE*.
- Teil, 2006. Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France). *Science of The Total Environment*, 354(2-3), 212-223.
- Terzaghi et al., 2015. Estimation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Variability in Air Using High Volume, Film, and Vegetation as Samplers. *Environmental Science & Technology*, 49(9), 5520-5528.
- Thomsen et al., 1999. SAR/QSAR approaches to solubility, partitioning and sorption of phthalates. *Chemosphere*, 38(11), 2613-2624.
- Thuren & Larsson, 1990. Phthalate esters in the Swedish atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 24(4), 554-559.
- Tittlemier et al., 2002. Vapor pressures, aqueous solubilities, and Henry's law constants of some brominated flame retardants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9), 1804-1810.
- Tlili, 2011. *Contamination de l'environnement francilien par les Ethers de biphényle polybromés (PBDE): impact sur la qualité de l'atmosphère et des écosystèmes aquatiques*, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.
- Tlili, 2012. *Présence des phtalates et des PBDE dans l'air, les retombées atmosphériques et les boues urbaines en Ile-de-France*, Rapport Piren-Seine, 2012.
- Tlili et al., 2012. Polybrominated Diphenyl Ether Dynamics in ambient air and atmospheric bulk/wet deposition in downtown Paris (France). *Water, Air & Soil Pollution*, 223, 1543-1553.

- Tolosa et al., 1995. Spatial and temporal distribution, fluxes, and budgets of organochlorinated compounds in Northwest Mediterranean sediments. *Environmental science & technology*, 29(10), 2519–2527.
- Tomiyasu et al., 2003. TOF-SIMS measurements for toxic air pollutants adsorbed on the surface of airborne particles. *Applied Surface Science*, 203–204, 775–778.
- Tsapakis & Stephanou (2003). Collection of gas and particle semi-volatile organic compounds: use of an oxidant denuder to minimize polycyclic aromatic hydrocarbons degradation during high-volume air sampling. *Atmospheric Environment*, 37(35), 4935–4944.
- UNEP, 2001. Annual Evaluation Report UNEP 2001. In p. 1–88. Available at: <http://www.unep.org/eou/Portals/52/Reports/AnnualEvalReportEnglish2001.pdf> [Consulté le mai 23, 2013].
- UNEP, 2007. *Guidance on the Global Monitoring Plan for Persistent Organic Pollutants- UNEP 2007*, Available at: <http://www.klab.ee/wp-content/uploads/2013/05/220.pdf> [Consulté le octobre 11, 2013].
- UNEP, 1998. Treaty talks start on persistent organic pollutants. Available at: <http://www.un.org/press/en/1998/19980622.unep31.html> [Consulté le octobre 10, 2015].
- Universite Nantes, 2013. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques- Fiche HAP benzo(a)pyrene. Available at: http://ued.univ-nantes.fr/sequence2/html/ressources/matrice/hap/fiche_hap_benzoapyrene.pdf.
- US EPA, 2012. *An alternatives Assessment for the flame retardant Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE)*,
- US EPA, 2010. *An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) (Final)*, Available at: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=210404#Download> [Consulté le octobre 12, 2015].
- Vanbremeersch, 2005. *PCB, dioxines et furannes et PBDE d'origine alimentaire*. Université du droit et de la santé (Lille), 65 p.
- Van de Plassche et al., 2002. *Pentachlorobenzene*, Royal Haskoning, 18 p.
- Van Ry et al., 2000. Atmospheric seasonal trends and environmental fate of alkylphenols in the lower Hudson River estuary. *Environmental Science & Technology*, 34(12), 2410–2417.
- van Wezel et al., 2000. Environmental risk limits for two phthalates, with special emphasis on endocrine disruptive properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46(3), 305–321.
- Vikelsoe et al., 2002. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *The Science of the Total Environment*, 296(1), 105–116.
- Vilanova et al., 2001. Polychlorinated biphenyl partitioning in the waters of a remote mountain lake. *Science of The Total Environment*, 279(1–3), 51–62.

- Villanneau et al., 2011. Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. *Science of The Total Environment*, 409(19), 3719-3731.
- Vitali et al., 1997. Phthalate Esters in Freshwaters as Markers of Contamination Sources – a Site Study in Italy. *Environment International*, 23(3), 337-347.
- Voerman and Besemer, 1975. Persistence of Dieldrin, Lindane, and DDT in a light sandy soil and their uptake by grass. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 13, 501-505.
- Vulykh et al., 2005. Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachlorobenzene. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E Information, note 5/2004. Meteorological synthesizing Centre-East, Moscow, Russia.
- Wang et al., 2012. Photolytic degradation of decabromodiphenyl ethane (DBDPE). *Chemosphere*, 89(7), 844-849.
- Wang et al., 2007. Identification, abundance and seasonal variation of anthropogenic organic aerosols from a mega city in China. *Atmospheric Environment*, 41 (2), 407-416.
- Wang et al., 2006. Effect of municipal sewage treatment plant effluent on bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the recipient water. *Environmental Science & Technology*, 41(17), 6026-6032.
- Wang et al., 2006. Molecular, seasonal and spatial distributions of organic aerosols from fourteen chinese cities. *Environmental Science & Technology*, 40, 4619-4625.
- Wania & Dugani, 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: A comparison of four multimedia models - Wania - 2009 - - Wiley Online Library. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(6), 1252-1261.
- WHO, 2003. Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Available at: <http://apps.who.int/iris/handle/10665/75365> [Consulté le octobre 12, 2015].
- Wilford et al., 2008. Decabromodiphenyl ether (deca-BDE) commercial mixture components, and other PBDEs, in airborne particles at a UK site. *Environment International*, 34(3), 412-419.
- Wilkomirski et al., 2011. Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. *Water, air and soil pollution*, 218(1-4), 333-345.
- Wilson & Jones, 1993. Bioremediation of Soil Contaminated With Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Environmental Pollution*, 81, 229-249.
- Wingfors et al., 2005. Identification of markers for PCB exposure in plasma from Swedish construction workers removing old elastic sealants. *Annals of Occupational Hygiene*, 50(1), 65-73.

- Wormuth et al., 2006. What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans? *Risk Analytical*, 26(3), 803-824.
- Xu et al., 2007. QSPR/QSAR models for prediction of the physicochemical properties and biological activity of polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere*, 66(10), 1998-2010.
- Zedeck, 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Journal of Environmental Pathology and Toxicology*, 3, 537-567.

ANNEXES

Annexe A: Préparation des cartouches en fonction des différents préleveurs actifs d'air, et protocole de nettoyage de la résine XAD

Type de préleveur	Quantité de résine XAD (g)	Nombre de PUF (petit modèle)
Zambelli Alvol 400	25	2
TISCH	25	2
Expérimental	50	X

Le nettoyage de la résine XAD-2 est réalisé par l'ASE 350 (Thermo Scientific Dionex). La résine est déposée dans des cellules en acier inoxydable de 100 mL avec un filtre en fibre de verre. Trois séquences de lavage sont effectuées successivement avec les paramètres suivants :

Lavage 1:

Solvant	Méthanol
Température du four	100° C
Durée du cycle statique	5 min
Nombre de cycle statique	5
Volume de rinçage	100 %
Temps de purge	120 s

Lavage 2:

Solvant	Acétone
Température du four	100° C
Durée du cycle statique	5 min
Nombre de cycle statique	5
Volume de rinçage	100 %
Temps de purge	120 s

Lavage 3:

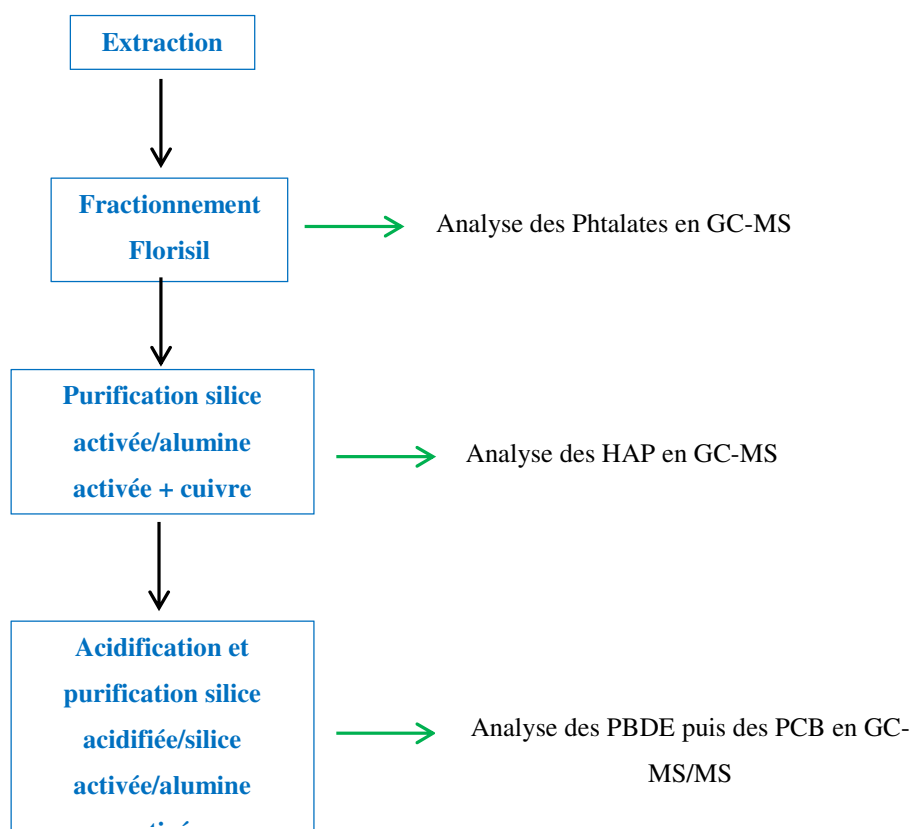
Solvant	Hexane/ DCM (50/50)
Température du four	100° C
Durée du cycle statique	5 min
Nombre de cycle statique	5
Volume de rinçage	100 %
Temps de purge	120 s

Annexe B: Tableau des concentrations des étalons de dopage, des étalons internes et les étalons seringue

Dans le tableau ci-dessous se trouve la liste de tous les étalons de dopage, les étalons internes et les étalons seringues qui ont été utilisés pour la validation de méthode ainsi que leurs quantités.

	Composés	Masse ajoutée dans le vial (ng)
Etalons de dopage	PCB (mix 18)	100
	HCB	100
	PeCB	100
	PCB 110	100
	PBDE (mix 1A)	25
	HAP (mix 9)	200
	Phtalates (mix8)	2000
Etalons internes	PCB 30/107	3
	PCB 13C	10
	BDE-47(13C) et BDE-181	2
	BDE-209(13C)	7,4
	BDE-153(13C)	0,49
	HAP	33,3
	DEP-d4	2000
	DEHP-d4	2000
Etalons seringues	Benzylbenzoate (phtalates)	1000
	Fluorène-d10	20
	Fluoranthène-d10	20
	Dibenzo(a,h)anthracène-d14	20
	Benzylbenzoate (HAP)	100
	CB- 209	
	BB- 209	
13C PCB- 194		

Annexe C: Protocoles de traitement / purification de l'échantillon



Purification Florisil

Conditionnement : 2 fois 5 mL de d'hexane/ dichlorométhane (80/20)

Dépôt de l'échantillon : transfert de la totalité de l'échantillon sur la cartouche et rinçage avec 2 fois 500 µL d'hexane

Elution : 3 fois 5 mL de d'hexane/ dichlorométhane (80/20)

Reconcentration : sous azote jusqu'à 300 µL puis transfert en vial ambré avec restricteur à fond plat (Agilent) en rinçant 2 fois à l'hexane

Purification HAP

Préparation des cartouches de 6 mL : dans l'ordre 1 g d'alumine activée puis 1 g de silice activée (silice et alumine mises la veille au four à 150° C pendant une nuit)

Conditionnement : 2 fois 5 mL de d'hexane/ dichlorométhane (50/50)

Dépôt de l'échantillon : transfert de la totalité de l'échantillon sur la cartouche et rinçage avec 2 fois 500 µL d'hexane

Elution : 3 fois 5 mL de d'hexane/ dichlorométhane (50/50)

Purification au cuivre : mettre un copeau de cuivre activé (dans acide chlorhydrique dilué) pendant une nuit au réfrigérateur

Reconcentration : sous azote jusqu'à 300 µL puis transfert en vial ambré avec restricteur à fond plat (Agilent) en rinçant 2 fois à l'hexane

Attaque acide

Transfert en vial ambré de 15 ml en rinçant 2 fois à l'hexane (1 mL)

Ajout de 5 mL d'hexane

Ajout de 2 mL d'acide sulfurique concentré (H₂SO₄ à 98%)

Agitation sur la table mécanique à 120 mouvements/min pendant 10 minutes

Centrifugation à 2500 tours/min pendant 5 minutes

Retrait de la phase acide (phase inférieure) et reconcentration sous azote

Purification PBDE/PCB

Préparation de la silice acidifiée : mettre pour X g de silice non activée, 40% en masse d'acide sulfurique concentré (98%)

Préparation des cartouches de 20 mL : dans l'ordre 1 g d'alumine activée, 1 g de silice activée puis 1g de silice acidifiée (silice et alumine mises la veille au four à 150° C pendant une nuit)

Conditionnement : 2 fois 10 mL de d'hexane/ dichlorométhane (80/20) puis 2 fois 10 mL d'hexane

Dépôt de l'échantillon : transfert de la totalité de l'échantillon sur la cartouche et rinçage avec 3 fois 1 mL d'hexane

Elution : Fraction A : 20 mL d'hexane

Fraction B : 15 mL d'hexane/ dichlorométhane (80/20)

Reconcentration : la fraction B (PBDE) est reconcentrée sous azote jusqu'à sec puis transférée en vial ambré avec restricteur à fond conique (Agilent) en y ajoutant au préalable 20 µL d'isooctane et en rinçant avec 100 µL d'hexane. La fraction A sera ajoutée à la fraction B pour l'analyse des PCB.

Annexe D: Analyse GC-MS et tandem GC-MS/MS

1) Analyse des HAP

Les caractéristiques chromatographiques et de masse pour l'analyse des HAP sont présentées dans le tableau suivant :

Type d'analyse	GC/MS EI
Appareillage	Agilent GC (7890)- MS (5975)
Injecteur	pulsed splitless
Température de l'injecteur	280° C
Volume injecté	1 µL
Colonne	ZB-5MS (30 m, 250 µm ID, 0.25 µm film thickness (Phenomenex) with a pre-column in deactivated silica (1 m, 0.25 mm ID from Restek)
Gaz vecteur	Hélium
Débit gaz vecteur	1 mL/min
Température source	230° C
Température interface	250° C
Température quadrapoles	150° C

Le programme de température du four est :

Température (°C)	Gradient de température (° C/min)	Temps de maintien de la température (min)
90	-	1
160	10	0
240	5	10
300	4	2

Les paramètres de spectrométrie de masse pour l'analyse des HAP sont présentés dans le tableau suivant :

Composés	Etalon interne	Etalon seringue	Ion quanti. (m/z)	Ion qualif. (m/z)	T _r (min)
Naphtalène	Phénanthrène d10	-	128	127	5,84
Acénaphthylène	Phénanthrène d10	-	152	151	9,40
Acénaphthène	Phénanthrène d10	-	153	154	9,80
Fluorène	Phénanthrène d10	-	166	165	11,5
Phénanthrène	Phénanthrène d10	-	178	179	14,6
Anthracène	Phénanthrène d10	-	178	179	15,0
Fluoranthène	Pyrène d10	-	202	200	19,7
Pyrène	Pyrène d10	-	202	200	20,0
Benzo(a)anthracène	Benzo(a)anthracène d12	-	228	226	26,3
Chrysène	Benzo(a)anthracène d12	-	228	226	26,6
Benzo(b)fluoranthène	Benzo(a)anthracène d12	-	252	253	35,1
Benzo(k)fluoranthène	Benzo(a)anthracène	-	252	253	35,5

	d12				
Benzo(a)pyrène	Benzo(a)anthracène d12	-	252	253	37,8
Indéno(c,d)pyrène	Benzo(a)anthracène d12	-	276,0	274,0	45,4
Dibenzo(a,h)anthracène	Benzo(a)anthracène d12	-	278,0	276,0	45,7
Benzo(g,h,i)perylène	Benzo(a)anthracène d12	-	276,0	274,0	46,6
Phénanthrène d10	-	BB/ Fluorène-d10	188,0	189,0	14,6
Pyrène d10	-	BB/ Fluoranthène-d10	212,0	213,0	20,5
Benzo(a)anthracène d12	-	BB/Dibenzo(a,h)anthracène-d14	240,0	236,0	26,3
Benzyl benzoate	-	-	105	212	14,3
Fluorène-d10	-	-	176,0	146,1	11,35
Fluoranthène-d10	-	-	212,0	106,1	20,0
Dibenzo(a,h)anthracène-d14	-	-	292,0	146,1	45,5

2) Analyse des phtalates

Les caractéristiques chromatographiques et de masse pour l'analyse des phtalates sont présentées dans le tableau suivant :

Type d'analyse	GC/MS EI
Appareillage	Agilent GC (7890)- MS (7590)
Injecteur	pulsed splitless
Température de l'injecteur	280° C
Volume injecté	1 µL
Colonne	HP-5MS (30 m, 250 µm ID, 0.25 µm film thickness (Phenomenex) with a pre-column in deactivated silica (0,5 m, 0.25 mm ID fromRestek)
Gaz vecteur	Hélium
Débit gaz vecteur	1,2 mL/min
Température source	230° C
Température interface	310° C
Température quadrapoles	150° C

Le programme de température du four est :

Température (°C)	Gradient de température (° C/min)	Temps de maintien de la température (min)
60	30	1
160	12	-
220	4	-
290	-	5

Les paramètres de spectrométrie de masse pour l'analyse des phtalates sont présentés dans le tableau suivant :

Composés	Etalon interne	Etalon seringue	Ion quanti.	Ion qualif.	T _r
----------	----------------	-----------------	-------------	-------------	----------------

			(m/z)	(m/z)	(min)
DMP	DEP-d4/DPP	-	163,0	194,0	6,6
DEP	DEP-d4/DPP	-	149,0	177,0	7,2
DiBP	DEP-d4/DPP	-	149,0	104,0	8,2
DnBP	DEP-d4/DPP	-	149,0	223,0	8,6
BBP	DEP-d4/DPP	-	149,0	104,0	9,9
DEHP	DEHP-d4/DPP	-	149,0	279,0	10,5
DnOP	DEHP-d4/DPP	-	149,0	279,0	11,2
DiNP	DEHP-d4/DPP	-	293,0	149,0	11,7
DiDP	DEHP-d4/DPP	-	307,0	181,0	12,1
DEP-d4	-	BB	153,0	181,0	7,1
DEHP-d4	-	BB	153,0	171,0	10,5
DPP	-	BB	149,0	104,0	9,2
Benzyl benzoate	-	-	-	105,0	7,9

3) Analyse des PBDE

Les caractéristiques chromatographiques et de masse pour l'analyse des PBDE sont présentées dans le tableau suivant :

Type d'analyse	GC/MS/MS EI
Appareillage	Agilent GC (7890)- triple quad (7000A)
Injecteur	pulsed splitless
Température de l'injecteur	285° C
Volume injecté	1 µL
Colonne	HT5-MS (15 m, 250 µm ID, 0.25 µm film thickness (J&W) with a pre-column in deactivated silica (1 m, 0.25 mm ID fromRestek)
Gaz vecteur	Hélium
Débit gaz vecteur	1,8 mL/min
Température source	275° C
Température interface	250° C
Température quadrapoles	150° C

Le programme de température du four est :

Température (°C)	Gradient de température (° C/min)	Temps de maintien de la température (min)
102	-	0,8
185	25	0
270	15	0
285	5	0
315	30	3,1

Les paramètres de spectrométrie de masse pour l'analyse des PBDE sont présentés dans le tableau suivant:

Composés	Etalon interne	Etalon seringue	Transition quanti. (m/z)	Transition qualif. (m/z)	Tr (min)
BDE 28	13C PBDE 47	-	407,8-> 247,9	247,9-> 139,0	5,6
BDE 47	13C PBDE 47	-	485,8-> 325,9	325,9-> 138,0	6,8
BDE 100	13C PBDE 47	-	403,7-> 137,0	565,7-> 405,9	7,78
BDE 99	13C PBDE 47	-	403,7-> 137,0	565,7-> 405,9	8,0
BDE 154	13C PBDE 153	-	643,6-> 493,9	483,9-> 376,8	8,7

BDE 153	13C PBDE 153	-	643,6-> 483,9	483,9-> 376,8	9,1
BDE 183	PBDE 181	-	561,6-> 454,6	721,6-> 561,6	10,1
BDE 209	13C PBDE 209	-	799,7-> 640,0	797,7-> 637,7	15,2
13C BDE 47	-	CB 209	497,7-> 337,9	337,9-> 148,9	6,8
13C BDE 153	-	CB 209	655,7-> 495,8	495,7-> 335,8	9,1
BDE 181	-	CB 209	561,6-> 454,6	721,6-> 561,6	10,9
13C BDE 209	-	CB 209	811,4-> 651,4	809,4-> 649,5	15,2
CB 209	-	-	499,7-> 427,9	427,9-> 357,8	8,4

4) Analyse des PCB

Les caractéristiques chromatographiques et de masse pour l'analyse des PCB sont présentées dans le tableau suivant :

Type d'analyse	GC/MS/MS EI
Appareillage	Agilent GC (7890)- triple quad (7000A)
Injecteur	pulsed splitless
Température de l'injecteur	280° C
Volume injecté	1 µL
Colonne	HT8 (50 m, 250 µm ID, 0.25 µm film thickness (SGE) with a pre-column in desactivated silica (1 m, 0.25 mm ID from Restek)
Gaz vecteur	Hélium
Pression gaz vecteur	40 psi
Température source	300° C
Température interface	250° C
Température quadrupoles	150° C

Le programme de température du four est :

Température (°C)	Gradient de température (° C/min)	Temps de maintien de la température (min)
80	-	2
170	30	0
300	3	3

Les paramètres de spectrométrie de masse pour l'analyse des PCB sont présentés dans le tableau suivant:

Composés	Etalon interne	Etalon seringue	Transition quanti. (m/z)	Transition qualif. (m/z)	T _r (min)
PeCB	13C PeCB	-	250,0-> 215,0	250,0-> 142,0	14,0
HCB	13C HCB	-	249,0-> 214,0	284,0-> 249,0	19,1
PCB 28	PCB 30/ 13C PCB 28	-	256,0-> 186,0	256,0-> 151,0	23,5
PCB 52	PCB 30/ 13C PCB 52	-	292,0-> 222,0	292,0-> 220,0	25,2
PCB 101	PCB 30/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	31,0
PCB 110	PCB 30/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	33,7
PCB 77	PCB 30/ 13C PCB 52	-	292,0-> 222,0	292,0-> 220,0	33,8
PCB 81	PCB 30/ 13C PCB 52	-	292,0-> 222,0	292,0-> 220,0	34,7
PCB 123	PCB 107/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	35,7
PCB 118	PCB 107/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	35,9
PCB 114	PCB 107/ 13C PCB	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	36,6

	101				
PCB 153	PCB 107/13C PCB 153	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	36,9
PCB 105	PCB 107/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	38,0
PCB 138	PCB 107/ 13C PCB 153	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	39,0
PCB 126	PCB 107/ 13C PCB 101	-	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	40,4
PCB 167	PCB 107/ 13C PCB 153	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	41,3
PCB 156	PCB 107/ 13C PCB 153	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	42,8
PCB 157	PCB 107/ 13C PCB 153	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	43,3
PCB 180	PCB 107/ 13C PCB 180	-	394,0-> 324,0	394,0-> 359,0	43,4
PCB 169	PCB 107/ 13C PCB 180	-	360,0-> 290,0	360,0-> 325,0	45,7
PCB 189	PCB 107/ 13C PCB 180	-	394,0-> 324,0	394,0-> 359,0	48,0
PCB 30	-	13C PCB 194	256,0-> 186,0	256,0-> 151,0	19,6
PCB 107	-	13C PCB 194	326,0-> 256,0	326,0-> 254,0	36,0
13C PeCB	-	13C PCB 194	255,7-> 220,8	255,7-> 184,6	13,6
13C HCB	-	13C PCB 194	255,7-> 220,8	287,6-> 252,7	18,7
13C PCB 28	-	13C PCB 194	269,7-> 198,0	269,7-> 200,0	23,0
13C PCB 52	-	13C PCB 194	301,7-> 232,0	303,8-> 230,0	24,7
13C PCB 101	-	13C PCB 194	337,7-> 267,9	337,7-> 303,0	30,6
13C PCB 153	-	13C PCB 194	371,6-> 302,0	371,6-> 337,0	36,6
13C PCB 180	-	13C PCB 194	407,7-> 335,7	407,7-> 370,8	42,9

5) Limite de quantification (LQ)

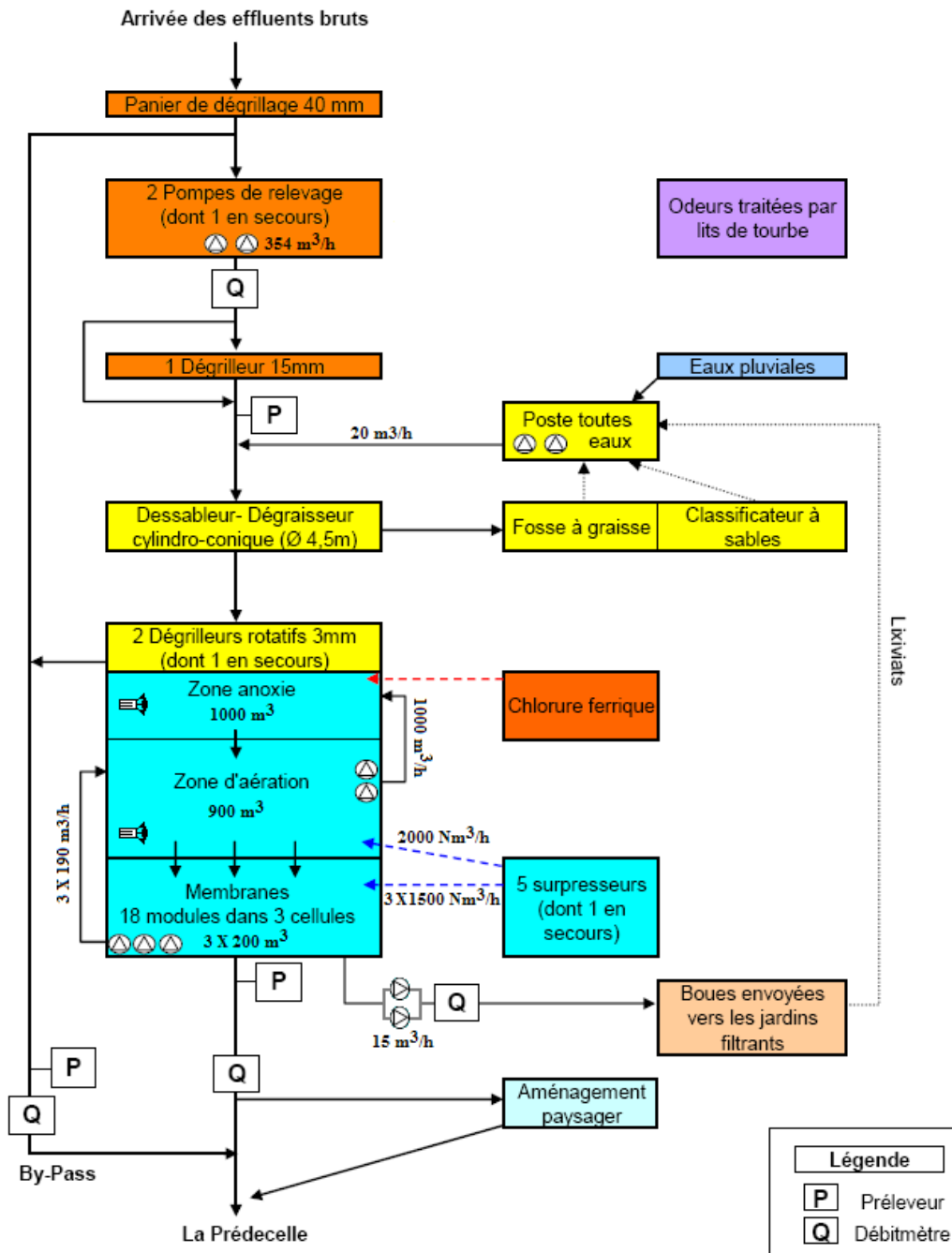
Composés	LQ phase gazeuse (pg/m ³)	LQ phase particulaire (pg/m ³)
DMP	50,0	6,0
DEP	49,6	0,7
DiBP	82,8	5,7
DnBP	69,4	9,6
BBP	49,4	3,8
DEHP	92,0	2,8
DnOP	253,9	10,6
DiNP	220,1	20,3
ACY	45,7	1,6
ACE	9,2	2,1
FLU	137,4	0,4

PHE	2,7	2,1
ANT	6,6	2,1
FTH	8,1	0,3
PYR	1,0	0,3
BaA	1,0	1,8
CHR	0,7	1,8
BbF	0,7	0,5
BkF	4,6	0,5
BaP	4,6	0,4
Ind(cd)P	4,5	0,6
Di(ah)A	1,4	0,5
B(ghi)P	2,8	0,5
BDE 28	0,2	1,0
BDE 47	0,6	4,1
BDE 100	0,6	1,6
BDE 99	0,6	1,6
BDE 154	1,5	0,8
BDE 153	1,8	1,0
BDE 183	1,7	14,9
BDE 209	9,9	79,1
PeCB	0,2	0,3
HCB	0,3	0,6
PCB 28	0,9	0,4
PCB 52	1,1	0,5
PCB 101	2,1	0,9
PCB 118	0,4	0,3
PCB 138	0,4	0,5
PCB 153	0,1	0,2
PCB 180	0,2	0,4
PCB 77	0,6	0,8
PCB 81	0,3	0,4
PCB 126	0,6	0,3
PCB 169	0,2	0,3
PCB 105	0,4	2,4
PCB 114	0,4	0,3
PCB 123	0,4	0,3
PCB 156	0,1	0,3
PCB 157	0,4	0,3
PCB 167	2,2	1,4
PCB 189	0,2	0,5

INPUT:					
Sampling Period:					
Deployment Time (days)		42		Default Value	
Average Temperature (°C)		14			
Effective Sampling Rate, R (m ³ /day)		8,76	3,5		
(Use default R or enter site-specific value from depuration compound)					
Characteristics of Passive Sampling Media (PSM):					
Volume of PSM (m ³)		2,10E-04	2,10E-04		
Effective film thickness, Dfilm (m)		5,67E-03	5,67E-03		
Density (g/m ³)		2,10E+04	2,10E+04		
Surface Area (m ²)		3,70E-02	3,70E-02		
(Use default values or enter values for PSM used)					
OUTPUT:					
Air-side MTC, k _A (m/day) [calculated from sampling rate, R]		237			
k _A = R / (Surface Area of PSM)					
Polychlorinated Biphenyl (PCBs)					
PCB Congener	RRT *	log K _{OA}	K' _{psm-a} (no dim.)	V _{air} (m ³)	
28	0,3993	8,52726374	3,8E+06	294	
52	0,4213	8,85693817	6,1E+06	320	
101	0,4746	9,6556494	2,0E+07	352	
110	0,4961	9,97783123	3,2E+07	358	
77		9,75	2,3E+07	354	
81		9,67	2,0E+07	352	
118**	0,5114	10,4460248	6,3E+07	363	
114**	0,5178	10,547279	7,3E+07	364	
153	0,5245	10,4034109	5,9E+07	363	
Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs)					
PBDE Congener	a	b	log K _{OA}	K' _{psm-a} (no dim.)	V _{air} (m ³)
28	-3,54	3889	10,02943475	3,4E+07	359
47	-6,47	5068	11,21318214	1,9E+08	366
100	-7,18	5459	11,8674529	5,0E+08	367
99	-4,64	4757	11,95804606	5,8E+08	368
154	-4,62	4931	12,58516399	1,4E+09	368
153	-5,39	5131	12,5130007	1,3E+09	368
183	-3,71	4672	12,59146546	1,5E+09	368
NOTES:					
log K _{OA} = a + b/T where T is in Kelvin					
For PBDEs, K _{OA} values from Harner and Shoeib, J. Chem. Eng. Data, 2002, 47, 228–232.					

Formula for calculation of PUF disk effective air volume, V_{air}:
 $V_{air} = (K'_{psm-a}) \times (\text{Volume of PSM}) \times \{1 - \exp[-(\text{Time}) \times (k_A)/(K'_{psm-a})/(D_{film})]\}$
 where $K'_{psm-a} = (K_{psm-a}) \times (\text{PSM density})$ [Note: dimensionless]
 For PUF disk, $\log K_{psm-a} = \log K_{puf-a} = 0.6366 \times \log K_{OA} - 3.1774$
 (from Shoeib and Harner, Environ. Sci. Technol. 2002, 36, 4142-4151.)

Annexe F: Schéma de fonctionnement de la STEP de Briis-sous-Forges



Station d'épuration du SIAL
(Schéma de principe)

Annexe G: Tableau des résultats du site de Paris (référence urbaine)

Phtalates :

	Printemps 2013		Eté 2013		Automne 2013		Hiver 2013-2014		Printemps 2014		Eté 2014		Automne 2014		Hiver 2014		Hiver 2014-2015		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
DMP	0,25	0,00	0,65	0,00	1,23	0,00	0,44	0,10	0,47	0,01	0,76	0,07	0,37	0,04	0,52	0,07	0,21	0,04	0,71	0,04	0,39	0,07
DEP	4,13	0,00	8,29	0,00	3,29	0,07	2,33	1,77	3,18	0,12	7,17	0,41	3,74	0,20	3,22	0,24	0,82	0,10	7,73	0,21	2,12	0,70
DiBP	7,77	0,54	15,10	0,27	4,05	1,54	8,51	2,34	5,94	0,40	9,00	1,02	6,51	0,87	5,60	0,87	2,12	0,23	12,05	0,65	5,41	1,15
DnBP	3,38	1,46	5,90	0,33	2,85	1,03	3,33	2,64	2,14	0,04	2,94	0,22	2,75	0,40	1,85	0,20	0,61	0,11	4,42	0,28	1,93	0,98
BBP	0,06	0,18	0,19	0,15	0,17	0,15	0,14	0,23	0,24	0,05	0,17	0,03	0,16	0,01	0,17	0,03	0,03	0,08	0,18	0,09	0,11	0,11
DEHP	2,89	7,94	4,50	16,88	11,76	13,26	25,28	43,45	12,92	1,44	17,95	0,97	5,33	4,31	10,42	2,36	2,54	2,51	11,23	8,93	12,75	16,11
DnOP	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,04	0,63	0,01	0,02	0,10	0,04	0,05	0,07	0,21	0,10	0,00	0,29	0,06	0,02	0,08	0,34
DiNP	0,00	2,26	0,00	1,54	3,28	2,44	2,79	2,79	0,61	0,64	0,77	0,43	0,14	0,20	0,10	0,30	0,11	0,18	0,39	0,99	1,00	1,09
Σ 8	18,48	10,12	34,64	17,63	26,62	18,49	42,87	53,94	25,52	2,71	37,76	3,19	19,05	6,10	22,08	4,15	6,43	3,55	36,20	10,41	23,79	20,55

HAP :

	Printemps 2013		Eté 2013		Automne 2013		Hiver 2013-2014		Printemps 2014		Eté 2014		Automne 2014		Hiver 2014		Hiver 2014-2015		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
NAP	X	X	X	X	0,01	0,00	3,94	0,00	10,25	0,01	5,34	0,01	5,97	0,00	15,90	0,00	0,89	0,00	5,34	0,01	6,91	0,00
ACY	0,06	0,00	0,06	0,00	0,18	0,00	0,43	0,00	0,16	0,00	0,08	0,00	0,35	0,00	1,09	0,00	0,25	0,00	0,07	0,00	0,59	0,00
ACE	0,24	0,00	0,47	0,00	0,67	0,00	0,28	0,00	0,45	0,02	0,60	0,01	0,61	0,07	0,81	0,01	0,28	0,00	0,54	0,01	0,46	0,00
FLU	0,89	0,01	0,94	0,01	0,95	0,00	0,70	0,00	0,92	0,01	0,86	0,00	0,97	0,00	1,43	0,00	0,81	0,00	0,90	0,01	0,98	0,00
PHE	2,59	0,13	2,52	0,51	2,45	0,04	2,33	0,02	2,71	0,03	2,14	0,01	2,53	0,01	3,51	0,04	2,73	0,04	2,33	0,26	2,86	0,03
ANT	0,02	0,00	0,01	0,00	0,05	0,00	0,06	0,00	0,05	0,00	0,04	0,00	0,06	0,00	0,13	0,00	0,06	0,00	0,03	0,00	0,08	0,00
FLH	0,61	0,11	0,48	0,05	0,50	0,04	0,51	0,04	0,45	0,04	0,31	0,01	0,52	0,03	0,65	0,06	0,64	0,07	0,40	0,03	0,60	0,06
PYR	0,32	0,09	0,23	0,03	0,36	0,04	0,39	0,05	0,32	0,04	0,20	0,01	0,35	0,03	0,49	0,06	0,44	0,07	0,22	0,02	0,44	0,06
BaA	0,00	0,03	0,00	0,03	0,02	0,01	0,01	0,05	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	0,03	0,00	0,02	0,01	0,03
CHY	0,05	0,07	0,03	0,01	0,09	0,03	0,05	0,14	0,08	0,05	0,02	0,01	0,03	0,04	0,02	0,07	0,04	0,09	0,03	0,01	0,04	0,10
BbF	0,00	0,04	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,04
BkF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01
BaP	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,03
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,10	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,04	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,06
Σ 15	4,81	1,01	4,76	0,65	5,34	0,19	4,76	0,46	5,14	0,26	4,24	0,05	5,43	0,23	8,16	0,39	5,25	0,45	4,50	0,35	6,06	0,43

PBDE :

	Printemps 2013		Eté 2013		Automne 2013		Hiver 2013-2014		Printemps 2014		Eté 2014		Automne 2014		Hiver 2014		Hiver 2014-2015		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 183	0,000	0,000	0,000	0,001	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
BDE 209	0,008	0,012	0,021	0,032	0,018	0,006	0,009	0,002	0,012	0,018	0,016	0,024	0,004	0,015	0,007	0,011	0,003	0,007	0,019	0,028	0,006	0,007
Σ 8	0,010	0,014	0,022	0,034	0,023	0,007	0,010	0,003	0,013	0,019	0,017	0,024	0,005	0,015	0,008	0,012	0,003	0,007	0,020	0,029	0,007	0,007

PCB :

	Printemps 2013		Eté 2013		Automne 2013		Hiver 2013-2014		Printemps 2014		Eté 2014		Automne 2014		Hiver 2014		Hiver 2014-2015		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
PeCB	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00
HCB	0,04	0,00	0,04	0,00	0,05	0,00	0,07	0,00	0,08	0,00	0,08	0,00	0,08	0,00	0,02	0,00	0,06	0,00	0,06	0,00	0,05	0,00
PCB 28	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00
PCB 52	0,03	0,00	0,05	0,02	0,04	0,01	0,04	0,00	0,05	0,01	0,07	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,06	0,02	0,02	0,01
PCB 101	0,02	0,00	0,04	0,01	0,03	0,01	0,03	0,00	0,04	0,01	0,05	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	0,05	0,01	0,02	0,01
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
PCB 110	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,03	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,10	0,01	0,19	0,05	0,15	0,02	0,11	0,01	0,16	0,02	0,20	0,06	0,10	0,03	0,03	0,05	0,07	0,01	0,20	0,06	0,07	0,02
Σ 7 PCB i	0,09	0,01	0,15	0,04	0,12	0,02	0,08	0,01	0,13	0,02	0,16	0,05	0,08	0,03	0,02	0,04	0,06	0,01	0,16	0,05	0,05	0,02
Σ PCB-DL	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00

Annexe H: Tableau des résultats du site de Boissy (référence rurale)

Phtalates :

	Printemps 2013		Été 2013		Printemps 2014		Été 2014		Hiver 2014		Moyenne Été		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
DMP	0,12	0,00	0,16	0,01	0,01	0,00	0,06	0,01	0,04	0,01	0,11	0,01	0,04	0,01
DEP	0,22	0,00	0,56	0,01	0,12	0,02	0,10	0,03	0,02	0,02	0,33	0,02	0,02	0,02
DiBP	0,61	0,00	1,42	0,01	0,28	0,17	0,14	0,32	0,04	0,06	0,78	0,17	0,04	0,06
DnBP	0,91	0,00	1,92	0,00	0,05	0,04	0,20	0,19	0,08	0,02	1,06	0,10	0,08	0,02
BBP	0,02	0,01	0,10	0,01	0,03	0,01	0,02	0,04	0,02	0,03	0,06	0,03	0,02	0,03
DEHP	0,23	0,55	2,61	0,19	1,09	1,47	1,23	1,91	1,07	0,71	1,92	1,05	1,07	0,71
DnOP	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,17	0,01	0,09	0,01	0,09	0,01	0,09
DiNP	0,00	0,00	0,08	0,01	0,05	0,14	0,02	0,42	0,10	0,47	0,05	0,22	0,10	0,47
Σ 8	2,12	0,57	6,86	0,24	1,64	1,87	1,77	3,08	1,39	1,40	4,32	1,66	1,39	1,40

HAP :

	Printemps 2013		Eté 2013		Printemps 2014		Eté 2014		Hiver 2014		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
NAP	1,69	0,00	0,22	0,00	1,18	0,00	3,63	0,00	21,09	0,01	1,93	0,00	21,09	0,01
ACY	0,09	0,00	0,10	0,00	0,15	0,00	0,06	0,00	1,76	0,01	0,08	0,00	1,76	0,01
ACE	0,06	0,00	0,13	0,01	1,06	0,00	2,29	0,00	1,13	0,00	1,21	0,01	1,13	0,00
FLU	0,21	0,01	0,18	0,01	1,87	0,00	2,03	0,00	2,40	0,01	1,11	0,01	2,40	0,01
PHE	0,38	0,16	0,12	0,21	2,05	0,02	2,74	0,01	5,26	0,07	1,43	0,11	5,26	0,07
ANT	0,23	0,01	0,66	0,05	0,06	0,00	0,07	0,00	0,42	0,01	0,37	0,03	0,42	0,01
FLH	0,15	0,17	0,02	0,14	0,61	0,05	0,73	0,01	1,22	0,12	0,38	0,08	1,22	0,12
PYR	0,10	0,16	0,02	0,13	0,68	0,04	0,40	0,01	1,00	0,12	0,21	0,07	1,00	0,12
BaA	0,05	0,01	0,01	0,02	0,05	0,02	0,00	0,00	0,04	0,07	0,01	0,01	0,04	0,07
CHY	0,14	0,13	0,02	0,05	0,18	0,06	0,02	0,01	0,09	0,15	0,02	0,03	0,09	0,15
BbF	0,02	0,39	0,02	0,13	0,01	0,07	0,00	0,00	0,01	0,15	0,01	0,07	0,01	0,15
BkF	0,00	0,10	0,00	0,08	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,04	0,00	0,06
BaP	0,00	0,17	0,00	0,09	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,05	0,00	0,10
In(c,d)P	0,00	0,09	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01
Di(a,h)Ant	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01
B(g,h,i)Pe	0,00	0,09	0,00	0,02	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,01	0,00	0,15
Σ 15	1,44	1,49	1,27	0,94	6,73	0,40	8,33	0,06	13,31	1,05	4,80	0,50	13,31	1,05

PBDE :

	Printemps 2013		Eté 2013		Printemps 2014		Eté 2014		Hiver 2014		Moyenne Eté		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
BDE 28	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,001	0,000	0,003	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,001	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,000	0,003	0,000	0,011	0,005	0,007	0,008	0,010	0,003	0,003	0,004	0,011	0,003	0,003
Σ 8	0,003	0,004	0,011	0,011	0,006	0,008	0,008	0,010	0,003	0,004	0,010	0,011	0,003	0,004

PCB :

	Printemps 2013		Été 2013		Printemps 2014		Été 2014		Hiver 2014		Moyenne Été		Moyenne Hiver	
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moy Φ gaz	Moy Φ part
PeCB	0,02	0,00	0,03	0,00	0,05	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00
HCB	0,04	0,00	0,08	0,00	0,13	0,00	0,24	0,00	0,12	0,00	0,16	0,00	0,12	0,00
PCB 28	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 52	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
PCB 101	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	n.d	< LQ	n.d
PCB 110	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,02	0,00	0,07	0,00	0,02	0,01	0,08	0,01	0,02	0,01	0,08	0,01	0,02	0,01
Σ 7 PCB i	0,02	0,00	0,06	0,00	0,02	0,01	0,06	0,01	0,02	0,00	0,06	0,01	0,02	0,00
Σ PCB-DL	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

Annexe I: Données d'exploitation de la STEP de Briis-sous-Forges

Hiver 2013

Date	Temps sec/pluie (J-1)	Pluvio (mm)	By-pass	Volume d'eau brute (m ³ à J-1)	Volume d'eau traitée (m ³ à J-1)	Température aération bassins (°C)	Boues produites (kg/j)
13/02/2013	pluie	0.2	non	3940	3699	10.2	700
01/03/2013	sec	X	non	2850	2711	10.2	622
15/03/2013	pluie	3	non	3890	3737	9.8	590
26/03/2013	sec	X	non	2940	2786	10.9	590
18/04/2013	sec	X	non	2910	2795	12.5	683

Eté 2013

Date	Temps sec/pluie (J-1)	Pluvio (mm)	By-pass	Volume d'eau brute (m ³ à J-1)	Volume d'eau traitée (m ³ à J-1)	Température aération bassins (°C)	Boues produites (kg/j)
06/06/2013	sec	X	non	2560	2462	15.6	837
17/06/2013	sec	X	non	3180	3031	15.9	837
03/07/2013	sec	X	non	2600	2496	16.9	723
18/07/2013	sec	X	non	2570	2405	18.1	723

Annexe J: Tableau des résultats de la station d'épuration de Briis-sous-Forges pour la matrice air

Phtalates :

Période hivernale	01/03/13 au 15/03/13			15/03/13 au 29/03/13			04/04/13 au 18/04/13			STEP				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,97	0,05	1,02	1,15	0,08	1,23	1,87	0,07	1,94	1,33	0,07	1,40	0,48	0,25	0,00	0,25	0,02	0,12	0,00	0,12	0,00
DEP	0,61	0,19	0,80	0,22	0,19	0,41	0,39	0,18	0,57	0,40	0,19	0,59	0,20	4,13	0,00	4,13	1,21	0,22	0,00	0,22	0,13
DiBP	2,78	1,19	3,97	2,50	1,16	3,66	1,59	1,17	2,76	2,29	1,17	3,46	0,63	7,77	0,54	8,30	4,39	0,61	0,00	0,62	0,34
DnBP	1,42	0,73	2,15	1,04	0,79	1,83	0,76	0,76	1,52	1,07	0,76	1,83	0,32	3,38	1,46	4,84	3,61	0,91	0,00	0,91	0,27
BBP	0,92	0,06	0,98	0,13	0,04	0,17	0,17	0,05	0,22	0,41	0,05	0,46	0,45	0,06	0,18	0,24	0,13	0,02	0,01	0,03	0,01
DEHP	27,29	14,12	41,41	21,84	10,66	32,50	13,86	12,50	26,36	21,00	12,39	33,39	7,57	2,89	7,94	10,83	5,07	0,23	0,55	0,78	0,42
DnOP	0,20	0,03	0,23	0,07	0,05	0,12	0,05	0,04	0,09	0,11	0,04	0,15	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DiNP	< LQ	0,16	0,16	< LQ	0,14	0,14	0,81	0,15	0,96	0,81	0,15	0,96	0,47	0,00	2,26	2,26	0,55	0,00	0,00	0,01	0,00
Σ 8	34,20	16,53	50,73	26,93	13,11	40,04	19,51	14,92	34,43	27,42	14,82	42,24	8,28	18,48	10,12	28,60	13,32	2,12	0,57	2,69	0,33

Période estivale	07/06/13 au 17/06/13			17/06/13 au 03/07/13			03/07/13 au 18/07/13			STEP				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude de Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	1,68	0,02	1,70	1,37	0,03	1,40	1,46	0,01	1,47	1,50	0,02	1,52	0,16	0,65	0,00	0,65	0,17	0,16	0,01	0,17	0,07
DEP	1,04	0,26	1,30	0,73	0,13	0,86	0,98	0,13	1,11	0,92	0,17	1,09	0,22	8,29	0,00	8,29	0,83	0,56	0,01	0,57	0,14
DiBP	4,03	2,90	6,93	2,66	1,74	4,40	4,38	1,33	5,71	3,69	1,99	5,68	1,27	15,1	0,27	15,37	4,28	1,42	0,01	1,43	0,07
DnBP	1,76	1,38	3,14	1,38	0,68	2,06	1,25	0,52	1,77	1,46	0,86	2,32	0,72	5,90	0,33	6,23	0,58	1,92	0,00	1,93	0,44
BBP	4,45	0,13	4,58	2,56	0,13	2,69	3,64	0,09	3,73	3,55	0,12	3,66	0,95	0,19	0,15	0,34	0,09	0,10	0,01	0,10	0,10
DEHP	76,99	68,6	145,67	81,5	60,0	141,63	83,5	59,0	142,65	80,71	62,61	143,31	2,10	4,50	16,8	21,39	6,90	2,61	0,19	2,80	0,82
DnOP	0,14	0,06	0,20	0,14	0,04	0,18	0,31	0,05	0,36	0,20	0,05	0,24	0,10	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01
DiNP	< LQ	0,31	0,31	< LQ	0,24	0,24	0,67	0,12	0,79	0,67	0,22	0,89	0,30	0,00	1,54	1,54	0,26	0,08	0,01	0,09	0,03
Σ 8	90,09	73,7	163,84	90,4	63,0	153,45	96,2	61,3	157,58	92,69	66,04	158,74	5,23	34,6	17,6	52,27	11,31	6,86	0,24	7,10	0,80

HAP :

Période hivernale	01/03/13 au 15/03/13			15/03/13 au 29/03/13			04/04/13 au 18/04/13			STEP				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
ACY	0,22	0,00	0,22	0,12	0,00	0,12	0,23	0,00	0,23	0,19	0,00	0,19	0,06	0,06	0,00	0,06	0,02	0,09	0,00	0,09	0,03
ACE	1,46	0,00	1,46	0,78	0,01	0,79	1,63	0,02	1,65	1,29	0,01	1,3	0,45	0,24	0,00	0,25	0,03	0,06	0,00	0,06	0,02
FLU	3,61	0,00	3,61	2,57	0,02	2,59	2,77	0,00	2,77	2,98	0,01	2,99	0,54	0,89	0,01	0,90	0,04	0,21	0,01	0,22	0,05
PHE	7,47	0,28	7,75	4,42	0,35	4,77	4,16	0,60	4,76	5,35	0,41	5,76	1,72	2,59	0,13	2,72	0,69	0,38	0,16	0,54	0,01
ANT	0,62	0,01	0,63	0,65	0,01	0,66	0,78	0,01	0,79	0,68	0,01	0,69	0,09	0,02	0,00	0,02	0,01	0,23	0,01	0,24	0,01
FLH	1,34	0,11	1,45	0,92	0,34	1,26	1,02	0,23	1,25	1,09	0,23	1,32	0,11	0,61	0,11	0,72	0,23	0,15	0,17	0,32	0,07
PYR	0,82	0,32	1,14	0,55	0,25	0,8	0,55	0,27	0,82	0,64	0,28	0,92	0,19	0,32	0,09	0,41	0,17	0,10	0,16	0,26	0,04
BaA	0,01	0,76	0,77	0,00	1,10	1,1	0,00	0,92	0,92	0,00	0,93	0,93	0,17	0,00	0,03	0,03	0,03	0,05	0,01	0,06	0,03
CHY	0,04	1,80	1,84	0,03	2,75	2,78	0,04	2,27	2,31	0,04	2,27	2,31	0,47	0,05	0,07	0,12	0,08	0,14	0,13	0,27	0,01
BbF	0,01	0,67	0,68	0,00	1,63	1,63	0,00	1,14	1,14	0,00	1,15	1,15	0,48	0,00	0,04	0,04	0,06	0,02	0,39	0,41	0,00
BkF	0,01	0,43	0,44	0,00	1,07	1,07	0,01	0,76	0,77	0,01	0,75	0,76	0,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,1	0,00
BaP	0,02	0,94	0,96	0,02	0,86	0,88	0,02	0,90	0,92	0,02	0,90	0,92	0,04	0,02	0,01	0,02	0,01	0,00	0,17	0,17	0,02
In(c,d)P	0,02	0,27	0,29	0,02	0,68	0,7	0,02	0,49	0,51	0,02	0,48	0,5	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,09	0,01
Di(a,h)Ant	0,02	0,26	0,28	0,02	0,47	0,49	0,04	0,36	0,40	0,03	0,36	0,39	0,11	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00
B(g,h,i)Pe	0,02	0,31	0,33	0,02	0,76	0,78	0,02	0,52	0,54	0,02	0,53	0,55	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,09	0,01
Σ 15	15,69	6,16	21,85	10,13	10,29	20,42	11,90	8,49	21,27	12,57	8,31	20,88	0,72	4,81	1,01	6,81	1,30	1,44	1,49	2,94	0,07

Période estivale	07/06/13 au 17/06/13			17/06/13 au 03/07/13			03/07/13 au 18/07/13			STEP				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
ACY	0,39	0,00	0,39	0,45	0,00	0,46	0,30	0,00	0,31	0,38	0,00	0,38	0,08	0,06	0,00	0,06	0,03	0,10	0,00	0,1	0,12
ACE	1,63	0,01	1,64	1,72	0,02	1,74	2,71	0,02	2,72	2,02	0,01	2,03	0,60	0,47	0,00	0,47	0,12	0,13	0,01	0,14	0,10
FLU	3,11	0,00	3,11	2,67	0,05	2,72	5,28	0,01	5,29	3,69	0,02	3,71	1,39	0,94	0,01	0,95	0,24	0,18	0,01	0,19	0,13
PHE	5,47	0,26	5,74	6,56	0,90	7,46	10,77	0,25	11,02	7,60	0,47	8,07	2,69	2,52	0,51	3,03	1,20	0,12	0,21	0,33	0,25
ANT	1,02	0,03	1,05	0,63	0,02	0,65	0,65	0,02	0,67	0,77	0,02	0,79	0,23	0,01	0,00	0,01	0,01	0,66	0,05	0,71	0,87
FLH	0,58	0,37	0,95	0,73	1,52	2,25	1,37	0,49	1,86	0,89	0,79	1,69	0,67	0,48	0,05	0,53	0,26	0,02	0,14	0,16	0,15
PYR	0,36	0,28	0,63	0,40	0,75	1,16	0,68	0,36	1,03	0,48	0,46	0,94	0,28	0,23	0,03	0,26	0,13	0,02	0,13	0,15	0,13
BaA	0,00	0,21	0,21	0,00	1,58	1,58	0,00	0,22	0,22	0,00	0,67	0,67	0,79	0,00	0,03	0,03	0,03	0,01	0,02	0,03	0,02
CHY	0,00	0,43	0,43	0,00	4,97	4,97	0,00	0,79	0,79	0,00	2,06	2,06	2,52	0,03	0,01	0,04	0,04	0,02	0,05	0,07	0,06
BbF	0,00	0,15	0,15	0,00	2,67	2,67	0,00	0,58	0,58	0,00	1,13	1,13	1,35	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,13	0,15	0,16
BkF	0,00	0,18	0,18	0,00	1,78	1,78	0,00	0,39	0,39	0,00	0,78	0,78	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,11
BaP	0,01	0,81	0,82	0,01	0,11	0,11	0,01	0,03	0,03	0,01	0,31	0,32	0,43	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,09	0,09	0,11
In(c,d)P	0,00	0,08	0,08	0,00	1,48	1,49	0,00	0,62	0,62	0,00	0,73	0,73	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02
Di(a,h)Ant	0,01	0,26	0,27	0,01	0,73	0,74	0,01	0,29	0,29	0,01	0,43	0,43	0,27	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02
B(g,h,i)Pe	0,01	0,07	0,08	0,01	1,68	1,69	0,00	0,68	0,69	0,01	0,81	0,82	0,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02
Σ 15	12,60	3,15	15,74	13,20	18,25	31,45	21,78	4,74	26,50	15,86	8,70	24,56	8,03	4,76	0,65	5,41	1,85	1,27	0,94	2,25	2,27

PBDE :

Période hivernale	01/03/13 au 15/03/13			15/03/13 au 29/03/13			04/04/13 au 18/04/13			STEP				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,004	0,002	0,005	0,002	0,000	0,002	0,007	0,000	0,007	0,004	0,001	0,005	0,002	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000
BDE 99	0,000	0,002	0,003	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,003	0,003	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,002	0,002	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000
BDE 153	0,001	0,002	0,003	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,004	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,002	0,022	0,024	0,002	0,003	0,005	0,002	0,002	0,004	0,002	0,009	0,011	0,011	0,008	0,012	0,020	0,002	0,000	0,003	0,003	0,002
Σ 8	0,008	0,037	0,046	0,006	0,006	0,012	0,013	0,002	0,015	0,008	0,016	0,024	0,019	0,010	0,014	0,024	0,004	0,003	0,004	0,007	0,004

Période estivale	07/06/13 au 17/06/13			17/06/13 au 03/07/13			03/07/13 au 18/07/13			STEP				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,002	0,002	0,004	0,001	0,000	0,001	0,003	0,000	0,003	0,002	0,001	0,003	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,002
BDE 47	0,002	0,001	0,004	0,003	0,001	0,004	0,009	0,000	0,009	0,005	0,001	0,006	0,003	0,001	0,000	0,001	0,001	0,003	0,000	0,003	0,004
BDE 99	0,000	0,003	0,004	0,001	0,002	0,003	0,003	0,000	0,004	0,001	0,002	0,003	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,004
BDE 100	0,000	0,007	0,007	0,000	0,002	0,003	0,003	0,000	0,004	0,001	0,003	0,004	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,000	0,003	0,004
BDE 154	0,000	0,004	0,004	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,003
BDE 153	0,000	0,003	0,003	0,000	0,002	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001
BDE183	0,000	0,005	0,005	0,000	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,003	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,002	0,030	0,032	0,003	0,020	0,023	0,003	0,009	0,012	0,003	0,017	0,020	0,010	0,021	0,032	0,053	0,030	0,000	0,011	0,010	0,014
Σ 8	0,007	0,055	0,062	0,009	0,030	0,039	0,021	0,010	0,031	0,012	0,030	0,042	0,016	0,022	0,034	0,056	0,031	0,011	0,011	0,022	0,030

PCB :

Période hivernale	01/03/13 au 15/03/13			15/03/13 au 29/03/13			04/04/13 au 18/04/13			STEP				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m ³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
PeCB	0,416	0,001	0,417	0,233	0,001	0,233	0,371	0,001	0,371	0,340	0,001	0,341	0,096	0,006	0,000	0,006	0,005	0,016	0,000	0,016	0,011
HCB	0,334	0,002	0,336	0,306	0,001	0,307	0,513	0,001	0,514	0,385	0,001	0,386	0,112	0,035	0,000	0,035	0,017	0,043	0,000	0,043	0,010
PCB 28	0,007	0,007	0,013	0,006	0,001	0,007	0,007	0,003	0,009	0,006	0,003	0,010	0,003	0,011	0,000	0,011	0,001	0,003	0,000	0,003	0,001
PCB 52	0,023	0,023	0,046	0,011	0,003	0,014	0,018	0,009	0,027	0,017	0,011	0,029	0,016	0,034	0,002	0,037	0,006	0,005	0,001	0,005	0,002
PCB 101	0,018	0,013	0,031	0,007	0,002	0,009	0,011	0,005	0,016	0,012	0,007	0,019	0,011	0,018	0,003	0,022	0,008	0,004	0,000	0,004	0,002
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	n.d	< LQ	< LQ	< LQ	n.d	< LQ	< LQ	< LQ	n.d
PCB 110	0,012	0,010	0,021	0,005	0,002	0,006	0,007	0,004	0,010	0,008	0,005	0,013	0,008	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 81	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 123	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 118	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,002	0,011	0,004	0,002	0,000	0,002	0,001
PCB 114	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,006	0,003	0,008	0,001	0,000	0,001	0,004	0,001	0,005	0,003	0,001	0,005	0,004	0,006	0,001	0,007	0,002	0,002	0,000	0,002	0,001
PCB 105	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,003	0,001	0,003	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000
PCB 138	0,005	0,004	0,009	0,002	0,001	0,003	0,004	0,002	0,005	0,004	0,002	0,006	0,003	0,005	0,001	0,006	0,001	0,001	0,000	0,002	0,000
PCB 126	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,002	0,001	0,004	0,001	0,001	0,002	0,002	0,001	0,003	0,002	0,001	0,003	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB169	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	0,074	0,061	0,135	0,033	0,010	0,043	0,054	0,023	0,077	0,053	0,031	0,085	0,047	0,103	0,013	0,117	0,031	0,019	0,003	0,023	0,010
Σ 7 PCB i	0,055	0,047	0,103	0,027	0,008	0,035	0,042	0,018	0,061	0,042	0,025	0,066	0,034	0,085	0,010	0,095	0,022	0,016	0,002	0,018	0,008
Σ PCB-DL	0,013	0,011	0,024	0,005	0,002	0,007	0,007	0,004	0,011	0,008	0,006	0,014	0,009	0,014	0,003	0,017	0,007	0,003	0,001	0,003	0,001

Période estivale	07/06/13 au 17/06/13			17/06/13 au 03/07/13			03/07/13 au 18/07/13			STEP				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
PeCB	0,346	0,002	0,348	0,571	0,001	0,572	0,334	0,001	0,335	0,417	0,001	0,418	0,133	0,012	0,000	0,012	0,000	0,032	0,000	0,032	0,037
HCB	1,126	0,001	1,127	1,580	0,001	1,581	0,903	0,001	0,903	1,203	0,001	1,204	0,345	0,042	0,000	0,042	0,008	0,075	0,000	0,075	0,084
PCB 28	0,016	0,003	0,018	0,003	0,003	0,005	0,028	0,002	0,030	0,016	0,002	0,018	0,012	0,016	0,003	0,019	0,003	0,008	0,000	0,008	0,005
PCB 52	0,042	0,006	0,048	0,023	0,010	0,033	0,049	0,006	0,056	0,038	0,007	0,046	0,012	0,053	0,016	0,069	0,009	0,019	0,000	0,019	0,012
PCB 101	0,030	0,003	0,033	0,024	0,006	0,029	0,036	0,004	0,039	0,030	0,004	0,034	0,005	0,041	0,014	0,056	0,015	0,015	0,000	0,015	0,007
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	n.d	< LQ	< LQ	< LQ	n.d	< LQ	< LQ	< LQ	n.d
PCB 110	0,014	0,001	0,016	0,004	0,004	0,008	0,019	0,002	0,021	0,012	0,003	0,015	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 81	0,001	0,001	0,002	0,000	0,000	0,001	0,002	0,000	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,002	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 123	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 118	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,015	0,002	0,017	0,003	0,008	0,000	0,008	0,002
PCB 114	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,009	0,000	0,009	0,009	0,001	0,010	0,011	0,000	0,011	0,010	0,000	0,010	0,001	0,012	0,002	0,015	0,004	0,004	0,000	0,005	0,002
PCB 105	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,005	0,001	0,002	0,000	0,002	0,002
PCB 138	0,006	0,001	0,008	0,002	0,002	0,005	0,007	0,000	0,007	0,005	0,001	0,007	0,002	0,009	0,002	0,011	0,004	0,004	0,000	0,004	0,002
PCB 126	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,006	0,001	0,007	0,003	0,002	0,005	0,003	0,000	0,003	0,004	0,001	0,005	0,002	0,002	0,001	0,003	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB169	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	0,125	0,017	0,142	0,069	0,028	0,096	0,154	0,015	0,169	0,116	0,020	0,136	0,041	0,190	0,052	0,242	0,058	0,072	0,001	0,073	0,036
Σ 7 PCB i	0,110	0,014	0,124	0,064	0,023	0,087	0,134	0,013	0,146	0,102	0,017	0,119	0,033	0,150	0,040	0,189	0,040	0,058	0,001	0,059	0,031
Σ PCB-DL	0,016	0,003	0,019	0,005	0,005	0,009	0,021	0,003	0,023	0,014	0,003	0,017	0,008	0,022	0,003	0,025	0,006	0,010	0,000	0,010	0,004

Annexe K: Comparaison préleveurs actifs/ passifs pour la STEP de Briis-sous-Forges

ng/m ³	Cold temperature season							Hot temperature season						
	PUF-PAS 1	PUF-PAS 2	PUF-PAS 3	PUF-PAS 4	PUF-PAS 5	PUF-PAS 6 (WWTP reference)	AAS WWTP (Gaseous Phase)	PUF-PAS 1	PUF-PAS 2	PUF-PAS 3	PUF-PAS 4	PUF-PAS 5	PUF-PAS 6 (WWTP reference)	AAS WWTP (Gaseous Phase)
Σ 8 Phthalates	2,62	10,27	3,08	3,19	10,49	7,05	27,4	20,85	21,55	7,62	8,46	15,59	18,58	92,7
Σ 15 HAPs	5,69	4,99	4,73	5,14	9,33	7,87	12,6	14,01	7,15	10,86	5,41	8,10	9,12	15,9
Σ 8 PBDEs	0,00	0,03	0,01	0,01	0,02	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01
Σ 18 PCBs	0,01	0,05	0,03	0,05	0,05	0,05	0,06	0,11	0,16	0,05	0,12	0,05	0,06	0,12
Σ 7 PCB i	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,02	0,04	0,06	0,10	0,03	0,08	0,03	0,04	0,10
Σ PCB-DL	0,06	0,04	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,06	0,07	0,02	0,06	0,02	0,03	0,02
PeCB	0,02	0,03	0,04	0,02	0,01	0,01	0,34	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,42
HCB	0,14	0,15	0,10	0,11	0,14	0,19	0,39	0,09	0,09	0,14	0,15	0,05	0,11	1,20

ng/m ³	Cold temperature season				Hot temperature season			
	PUF-PAS Paris	AAS Paris (Gaseous Phase)	PUF-PAS Boissy	AAS Boissy (Gaseous Phase)	PUF-PAS Paris	AAS Paris (Gaseous Phase)	PUF-PAS Boissy	AAS Boissy (Gaseous Phase)
Σ 8 Phthalates	9,45	18,48	11,74	2,12	33,56	34,64	13,29	6,86
Σ 15 HAPs	7,32	4,81	9,51	1,44	12,73	4,76	4,97	1,27
Σ 8 PBDEs	0,019	0,01	0,012	0,00	0,058	0,02	0,032	0,01
Σ 18 PCBs	0,054	0,10	0,065	0,02	0,165	0,19	0,069	0,07
Σ 7 PCB i	0,040	0,08	0,043	0,02	0,120	0,15	0,043	0,06
Σ PCB-DL	0,016	0,01	0,025	0,00	0,057	0,02	0,031	0,01
PeCB	0,001	0,01	0,005	0,02	0,005	0,01	0,006	0,03
HCB	0,095	0,03	0,101	0,04	0,111	0,04	0,093	0,08

Annexe L: Tableau récapitulatif des résultats des eaux de STEP

Phtalates :

Période hivernale Concentrations (ng/L)	13/02/13		01/03/13		15/03/13		26/03/13		18/04/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie				
DMP	117,6	54,9	429,4	86,7	453,6	21,1	648,7	95,8	800,3	48,5	489,9	257,5	61,4	30,2
DEP	278,4	50,7	253,4	44,0	606,0	82,6	273,9	81,2	269,6	18,8	336,3	151,1	55,5	26,9
DiBP	987,7	194,0	2190,8	403,7	1865,5	383,0	1483,2	85,7	1884,2	189,6	1682,3	462,3	251,2	137,0
DnBP	1180,8	54,2	4002,6	146,8	4580,0	145,1	851,0	28,0	4018,7	112,6	2926,6	1763,5	97,3	53,9
BBP	121,8	9,5	51,8	1,4	55,3	19,0	43,7	7,6	130,5	23,0	80,6	41,9	12,1	8,8
DEHP	297,1	37,3	6267,8	89,2	3208,1	35,0	1632,1	56,0	3003,0	47,1	2881,6	2226,5	52,9	21,9
DnOP	48,2	15,2	140,8	13,1	55,6	3,7	84,2	5,2	51,5	0,9	76,1	38,9	7,6	6,2
DiNP	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 8	3031,6	415,8	13336,6	784,9	10824,1	689,5	5016,8	359,4	10157,8	440,5	8473,4	4288,8	538,0	187,2

Période estivale Concentrations (ng/L)	06/06/13		17/06/13		03/07/13		18/07/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie				
DMP	500,1	146,0	688,3	14,0	614,4	77,0	558,4	33,4	590,3	80,3	67,6	58,5
DEP	1051,5	60,3	356,0	15,4	455,6	120,7	614,3	59,5	619,4	307,1	64,0	43,2
DiBP	984,8	119,4	364,7	10,3	2675,4	248,7	3380,0	71,1	1851,2	1411,5	112,4	101,3
DnBP	1944,3	8,5	1025,9	86,6	5358,2	117,4	6434,8	132,7	3690,8	2611,6	86,3	55,3
BBP	803,8	55,0	212,2	31,8	214,2	27,9	210,4	27,5	360,2	295,8	35,6	13,1
DEHP	2476,4	32,8	928,6	38,7	6989,6	119,6	764,6	147,4	2789,8	2904,1	84,6	57,6
DnOP	923,2	50,0	28,1	3,4	244,6	5,3	27,1	13,7	305,8	424,2	18,1	21,7
DiNP	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 8	8684,1	472,0	3603,8	200,2	16552,0	716,7	11989,6	485,3	10207,4	5457,7	468,6	211,3

HAP :

Période hivernale Concentrations (ng/L)	13/02/13		01/03/13		15/03/13		26/03/13		18/04/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie				
ACY	2,21	0,72	5,46	1,41	4,22	0,77	7,13	0,61	3,68	0,70	4,54	1,86	0,84	0,32
ACE	2,16	0,40	4,18	1,06	2,24	0,25	5,64	1,11	2,25	0,52	3,29	1,56	0,67	0,39
FLU	6,79	1,93	10,48	2,49	8,67	1,13	14,01	2,53	8,31	1,26	9,65	2,77	1,87	0,66
PHE	30,32	2,67	28,39	4,79	33,04	2,82	51,51	3,75	29,24	2,60	34,50	9,67	3,33	0,94
ANT	11,61	0,49	6,05	0,43	8,33	0,63	12,05	0,54	6,47	0,55	8,90	2,81	0,53	0,07
FLH	14,18	0,43	10,53	0,91	22,36	0,89	31,94	1,25	20,54	0,93	19,91	8,25	0,88	0,29
PYR	21,39	0,99	14,40	1,22	27,93	1,39	44,39	1,73	23,66	1,64	26,35	11,21	1,39	0,30
BaA	24,55	0,02	5,66	0,03	13,87	0,03	23,37	0,03	9,91	0,08	15,47	8,29	0,04	0,02
CHY	3,32	0,05	2,07	0,10	6,10	0,11	6,56	0,15	7,25	0,21	5,06	2,24	0,12	0,06
BbF	122,60	0,89	56,78	0,69	52,79	0,54	91,17	0,10	88,48	0,16	82,36	28,56	0,48	0,34
BkF	5,44	0,18	4,34	0,29	11,23	0,50	40,43	0,72	19,77	0,21	16,24	14,84	0,38	0,23
BaP	16,54	0,73	10,08	0,56	35,83	0,28	25,92	0,50	24,38	0,95	22,55	9,78	0,60	0,25
In(c,d)P	2,54	0,00	5,75	0,02	7,24	0,01	5,40	0,01	11,00	0,01	6,39	3,09	0,01	0,01
Di(a,h)Ant	103,44	0,61	63,79	0,36	57,94	0,23	104,96	0,07	73,25	0,22	80,68	22,16	0,30	0,20
B(g,h,i)Pe	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 15	367,09	10,11	227,96	14,36	291,79	9,58	464,48	13,1	328,19	10,04	335,90	88,26	11,44	2,15

Période estivale	06/06/13		17/06/13		03/07/13		18/07/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Concentrations (ng/L)	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée				
ACY	10,37	1,21	4,13	0,49	4,32	0,56	1,69	0,53	5,13	3,69	0,70	0,34
ACE	20,42	0,85	8,20	0,55	2,43	0,36	3,03	0,15	8,52	8,35	0,48	0,30
FLU	47,16	2,30	18,68	1,21	8,40	1,03	9,75	1,06	21,00	18,03	1,40	0,61
PHE	123,18	4,26	51,02	2,51	21,52	1,56	30,21	1,20	56,48	46,16	2,38	1,37
ANT	20,19	1,02	7,91	0,56	2,89	0,35	5,90	0,34	9,22	7,60	0,57	0,32
FLH	56,03	1,46	19,95	0,85	12,60	0,60	20,19	0,54	27,19	19,55	0,86	0,42
PYR	55,26	2,81	23,46	1,96	17,54	1,59	23,48	1,48	29,94	17,11	1,96	0,60
BaA	24,66	0,14	6,03	0,04	4,51	0,03	7,73	0,03	10,73	9,38	0,06	0,05
CHY	15,02	0,32	6,28	0,10	3,11	0,10	5,48	0,11	7,47	5,21	0,16	0,11
BbF	91,38	0,28	42,74	0,08	46,83	0,03	53,36	0,00	58,58	22,30	0,10	0,13
BkF	28,29	1,24	17,14	0,57	5,37	0,71	12,47	0,82	15,82	9,62	0,84	0,29
BaP	24,03	0,83	8,50	0,58	26,01	0,30	12,41	0,32	17,74	8,60	0,51	0,25
In(c,d)P	5,21	0,06	6,59	0,01	2,24	0,01	3,79	0,01	4,46	1,87	0,02	0,03
Di(a,h)Ant	74,73	0,60	63,12	0,06	71,57	0,37	63,64	0,16	68,27	5,79	0,30	0,24
B(g,h,i)Pe	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 15	595,93	17,38	283,75	9,57	229,34	7,60	253,13	6,75	340,54	171,71	10,33	4,85

PBDE :

Période hivernale Concentrations (ng/L)	13/02/13		01/03/13		15/03/13		26/03/13		18/04/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie				
BDE 28	0,07	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,04	0,00	0,04	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00
BDE 47	1,69	0,00	1,50	0,02	1,33	0,03	1,70	0,02	1,87	0,02	1,62	0,21	0,02	0,01
BDE 99	0,92	0,00	0,90	0,01	1,18	0,00	1,30	0,00	1,33	0,01	1,13	0,21	0,00	0,01
BDE 100	0,16	0,00	0,21	0,00	0,19	0,00	0,27	0,01	0,28	0,01	0,22	0,05	0,00	0,01
BDE 154	0,05	0,00	0,04	0,00	0,06	0,00	0,09	0,00	0,08	0,00	0,06	0,02	0,00	0,00
BDE 153	0,15	0,00	0,16	0,01	0,08	0,00	0,19	0,01	0,20	0,02	0,16	0,05	0,01	0,01
BDE183	0,21	0,00	0,13	0,00	0,10	0,00	0,16	0,00	0,11	0,00	0,14	0,04	0,00	0,00
BDE 209	30,73	0,02	15,65	0,01	33,27	0,02	44,79	0,24	34,30	0,59	31,75	10,48	0,18	0,25
Σ 8	33,99	0,02	18,60	0,04	36,23	0,05	48,54	0,29	38,21	0,64	35,11	10,78	0,21	0,27

Période estivale Concentrations (ng/L)	06/06/13		17/06/13		03/07/13		18/07/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie				
BDE 28	0,06	0,01	0,02	0,01	0,05	0,00	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0,01
BDE 47	2,79	0,03	0,98	0,02	1,69	0,00	0,95	0,03	1,60	0,86	0,02	0,01
BDE 99	2,24	0,01	0,74	0,01	1,25	0,00	0,79	0,01	1,26	0,70	0,01	0,01
BDE 100	0,47	0,00	0,12	0,00	0,27	0,00	0,17	0,00	0,26	0,15	0,00	0,00
BDE 154	0,16	0,00	0,05	0,00	0,09	0,00	0,02	0,00	0,08	0,06	0,00	0,00
BDE 153	0,25	0,00	0,08	0,03	0,17	0,01	0,08	0,00	0,15	0,08	0,01	0,01
BDE183	0,16	0,00	0,04	0,00	0,19	0,00	0,21	0,00	0,15	0,08	0,00	0,00
BDE 209	208,98	0,26	21,63	0,05	70,34	0,10	24,75	0,42	81,43	87,90	0,21	0,17
Σ 8	215,12	0,31	23,66	0,12	74,04	0,11	27,00	0,46	84,96	89,77	0,25	0,17

PCB :

Période hivernale	13/02/13		01/03/13		15/03/13		26/03/13		18/04/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Concentrations (ng/L)	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée				
PeCB	0,10	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,06	0,05	0,00	0,00
HCB	0,18	0,00	0,39	0,00	0,17	0,00	0,41	0,00	0,16	0,00	0,26	0,13	0,00	0,00
PCB 28	0,54	0,00	0,42	0,09	0,19	0,05	0,09	0,00	0,00	0,00	0,25	0,23	0,03	0,04
PCB 52	1,86	0,00	1,42	0,26	0,90	0,16	0,17	0,00	0,02	0,00	0,87	0,79	0,08	0,12
PCB 101	3,22	0,00	1,57	0,14	1,55	0,17	1,23	0,00	1,34	0,00	1,78	0,82	0,06	0,09
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
PCB 110	2,19	0,00	1,28	0,19	1,21	0,11	1,10	0,00	1,03	0,00	1,36	0,47	0,06	0,09
PCB 81	0,27	0,00	0,08	0,00	0,03	0,01	0,13	0,00	0,12	0,01	0,13	0,09	0,00	0,01
PCB 123	0,79	0,00	0,57	0,02	0,55	0,00	0,68	0,00	0,57	0,00	0,63	0,10	0,00	0,01
PCB 118	1,59	0,00	1,07	0,11	0,94	0,01	1,11	0,00	1,26	0,11	1,19	0,25	0,05	0,06
PCB 114	0,10	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,03	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00
PCB 153	1,13	0,00	0,87	0,00	0,77	0,00	1,10	0,00	0,98	0,05	0,97	0,15	0,01	0,02
PCB 105	0,55	0,00	0,28	0,00	0,30	0,00	0,36	0,00	0,41	0,03	0,38	0,11	0,01	0,01
PCB 138	0,71	0,00	0,54	0,00	0,47	0,00	0,68	0,00	0,71	0,03	0,62	0,11	0,01	0,01
PCB 126	0,04	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00
PCB 167	0,07	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,03	0,03	0,00	0,00
PCB 156	0,15	0,00	0,08	0,00	0,03	0,00	0,10	0,00	0,08	0,00	0,09	0,04	0,00	0,00
PCB 157	0,06	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01	0,05	0,01	0,03	0,03	0,00	0,01
PCB 180	0,46	0,00	0,52	0,00	0,29	0,00	0,77	0,00	0,36	0,03	0,48	0,18	0,01	0,01
PCB169	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
PCB 189	0,05	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,05	0,00	0,03	0,02	0,00	0,00
Σ 18	13,85	0,00	8,82	0,80	7,24	0,52	7,69	0,01	7,04	0,27	8,93	2,84	0,32	0,34
Σ PCB-DL	3,76	0,00	2,19	0,13	1,86	0,02	2,55	0,01	2,60	0,16	2,59	0,72	0,06	0,08
Σ 7 PCB i	9,51	0,00	6,41	0,60	5,11	0,39	5,15	0,00	4,67	0,22	6,17	1,98	0,24	0,26

Période estivale	06/06/13		17/06/13		03/07/13		18/07/13		Moyenne entrée	Incertitude entrée	Moyenne sortie	Incertitude sortie
	Concentrations (ng/L)	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée				
PeCB	0,08	0,01	0,11	0,03	0,03	0,01	0,14	0,02	0,09	0,05	0,02	0,01
HCB	0,44	0,04	0,25	0,10	0,28	0,02	0,44	0,09	0,35	0,10	0,06	0,04
PCB 28	0,00	0,00	0,20	0,10	0,00	0,00	0,80	0,29	0,25	0,38	0,10	0,14
PCB 52	0,00	0,00	1,67	0,29	1,43	0,21	2,53	0,40	1,41	1,05	0,23	0,17
PCB 101	1,01	0,11	1,50	0,15	1,39	0,00	3,77	1,13	1,92	1,25	0,35	0,53
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
PCB 110	1,00	0,10	0,39	0,07	0,83	0,00	2,57	0,67	1,20	0,95	0,21	0,31
PCB 81	0,16	0,04	0,02	0,02	0,16	0,02	0,33	0,04	0,17	0,13	0,03	0,01
PCB 123	0,75	0,00	0,35	0,14	0,21	0,00	0,23	0,00	0,39	0,25	0,04	0,07
PCB 118	1,07	0,11	0,63	0,08	0,21	0,00	1,10	0,32	0,75	0,42	0,13	0,14
PCB 114	0,04	0,00	0,01	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01
PCB 153	1,16	0,18	1,14	0,04	0,66	0,00	1,11	0,27	1,02	0,24	0,12	0,13
PCB 105	0,44	0,02	0,20	0,02	0,13	0,00	0,35	0,04	0,28	0,14	0,02	0,02
PCB 138	0,81	0,12	0,74	0,03	0,33	0,00	0,58	0,05	0,62	0,21	0,05	0,05
PCB 126	0,01	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01
PCB 167	0,04	0,01	0,03	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,03	0,01	0,00	0,01
PCB 156	0,09	0,02	0,11	0,00	0,06	0,00	0,05	0,00	0,08	0,03	0,01	0,01
PCB 157	0,03	0,01	0,03	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01
PCB 180	0,68	0,24	1,16	0,05	0,31	0,01	0,43	0,02	0,65	0,38	0,08	0,11
PCB169	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
PCB 189	0,08	0,00	0,03	0,00	0,04	0,00	0,02	0,00	0,04	0,03	0,00	0,00
Σ 18	7,38	0,98	8,24	1,01	5,94	0,22	13,88	3,22	8,86	3,48	1,36	1,29
Σ PCB-DL	2,73	0,22	1,44	0,28	0,99	0,02	2,10	0,40	1,82	0,76	0,23	0,16
Σ 7 PCB i	4,73	0,76	7,04	0,74	4,33	0,22	10,32	2,48	6,61	2,75	1,05	0,99

Annexe M: Tableau récapitulatif des résultats des boues de STEP

Phtalates :

Période hivernale	Boues avant jardin filtrant					
	13/02/13	01/03/13	15/03/13	26/03/13	Moyenne	Incertitude
Teneurs (ng/g)						
DMP	21,1	33,3	106,1	145,3	76,4	59,3
DEP	110,5	134,4	151,1	210,3	151,6	42,6
DiBP	435,2	785,9	769,6	616,0	651,7	163,4
DnBP	249,7	335,5	390,1	313,3	322,1	58,1
BBP	153,1	186,6	400,0	251,6	247,8	109,4
DEHP	8060,9	8776,3	12098,2	2474,2	7852,4	3993,7
DnOP	408,4	580,6	222,6	190,2	350,4	181,0
DiNP	1754,4	1456,9	1353,5	772,3	1334,3	411,4
Σ 8	11193,2	12289,5	15491,2	4973,3	10986,8	4404,2

Période estivale	Boues avant jardin filtrant				
	06/06/13	17/06/13	03/07/13	Moyenne	Incertitude
Teneurs (ng/g)					
DMP	129,0	132,3	150,2	137,2	11,4
DEP	180,7	190,9	192,3	188,0	6,4
DiBP	734,6	792,5	801,5	776,2	36,3
DnBP	336,9	254,5	270,8	287,4	43,6
BBP	253,6	169,8	189,5	204,3	43,8
DEHP	3627,2	2853,4	1520,3	2667,0	1065,7
DnOP	190,3	211,1	170,6	190,7	20,2
DiNP	846,5	978,4	750,3	858,4	114,6
Σ 8	6298,8	5583,0	4045,6	5309,1	1151,3

Période hivernale	Boues après 5 ans de jardin filtrant
	04/12/14
Teneurs (ng/g)	
DMP	22,5
DEP	81,3
DiBP	188,7
DnBP	155,8
BBP	87,2
DEHP	1103,8
DnOP	11,0
DiNP	562,2
Σ 8	2212,5

HAP :

Période hivernale	Boues avant jardin filtrant					
	Teneurs (ng/g)	13/02/13	01/03/13	15/03/13	26/03/13	Moyenne
ACY	8,3	8,8	7,2	5,8	7,5	1,3
ACE	0,8	0,9	0,7	0,3	0,7	0,3
FLU	5,8	10,9	6,8	6,1	7,4	2,4
PHE	232,6	469,3	271,3	415,2	347,1	113,2
ANT	25,3	49,2	25,7	24,9	31,3	12,0
FLH	156,8	238,6	162,3	162,4	180,0	39,1
PYR	220,7	342,4	191,7	204,7	239,9	69,4
BaA	31,5	39,0	37,7	20,9	32,3	8,3
CHY	34,6	45,4	39,4	23,4	35,7	9,3
BbF	11,7	11,6	19,1	8,7	12,8	4,4
BkF	21,0	23,5	18,5	12,4	18,9	4,8
BaP	49,9	54,2	73,4	48,7	56,6	11,5
In(c,d)P	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Di(a,h)Ant	18,2	19,3	13,4	11,7	15,7	3,7
B(g,h,i)Pe	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 15	817,2	1313,1	867,2	945,2	985,7	224,5

Période estivale	Boues avant jardin filtrant				
Teneurs (ng/g)	06/06/13	17/06/13	03/07/13	Moyenne	Incertitude
ACY	3,5	3,3	2,8	3,2	0,4
ACE	2,5	1,0	0,6	1,4	1,0
FLU	6,5	5,0	4,6	5,4	1,0
PHE	341,8	407,3	411,6	386,9	39,1
ANT	28,8	24,9	23,7	25,8	2,7
FLH	177,4	160,4	142,6	160,1	17,4
PYR	218,9	195,0	179,6	197,8	19,8
BaA	27,4	30,1	34,6	30,7	3,6
CHY	28,4	30,5	34,7	31,2	3,2
BbF	7,7	5,4	2,8	5,3	2,5
BkF	14,4	16,7	20,5	17,2	3,1
BaP	56,7	52,8	48,5	52,7	4,1
In(c,d)P	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Di(a,h)Ant	15,1	17,9	19,8	17,6	2,4
B(g,h,i)Pe	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 15	929,1	950,3	926,4	935,3	13,1

Période hivernale	Boues après 5 ans de jardin filtrant
Teneurs (ng/g)	04/12/14
ACY	7,7
ACE	4,0
FLU	15,1
PHE	67,3
ANT	13,1
FLH	22,2
PYR	283,7
BaA	70,3
CHY	127,2
BbF	5,6
BkF	66,6
BaP	37,0
In(c,d)P	15,1
Di(a,h)Ant	10,7
B(g,h,i)Pe	n.d
Σ 15	745,6

PBDE:

Période hivernale	Boues avant jardin filtrant					
	13/02/13	01/03/13	15/03/13	26/03/13	Moyenne	Incertitude
Teneurs (ng/g)						
BDE 28	0,06	0,12	0,05	0,04	0,07	0,04
BDE 47	4,15	6,16	3,51	2,90	4,18	1,42
BDE 99	4,16	6,44	3,83	2,80	4,31	1,54
BDE 100	0,70	1,27	0,65	0,43	0,76	0,36
BDE 154	0,26	0,32	0,23	0,14	0,24	0,08
BDE 153	0,53	0,68	0,46	0,34	0,50	0,14
BDE 183	1,14	2,02	1,56	1,40	1,53	0,37
BDE 209	160,9	223,5	141,3	86,6	153,1	56,5
Σ 8	171,9	240,5	151,6	94,6	164,7	60,2

Période estivale	Boues avant jardin filtrant				
	06/06/13	17/06/13	03/07/13	Moyenne	Incertitude
Teneurs (ng/g)					
BDE 28	0,05	0,11	0,12	0,09	0,04
BDE 47	5,01	2,95	2,14	3,37	1,48
BDE 99	6,37	3,51	3,45	4,44	1,67
BDE 100	1,09	0,61	0,55	0,75	0,30
BDE 154	0,57	0,26	0,31	0,38	0,17
BDE 153	0,97	0,55	0,49	0,67	0,26
BDE 183	0,51	0,98	1,12	0,87	0,32
BDE 209	154,7	92,2	108,5	118,5	32,4
Σ 8	169,3	101,2	116,7	129,1	35,7

Période hivernale	Boues après 5 ans de jardin filtrant
	04/12/14
Teneurs (ng/g)	
BDE 28	0,31
BDE 47	23,32
BDE 99	11,84
BDE 100	2,07
BDE 154	1,18
BDE 153	1,83
BDE 183	1,98
BDE 209	61,2
Σ 8	103,7

PCB :

Période hivernale	Boues avant jardin filtrant					
	Teneurs (ng/g)	13/02/13	01/03/13	15/03/13	26/03/13	Moyenne
PeCB	0,05	0,09	0,01	0,04	0,05	0,03
HCB	0,34	0,51	0,26	0,39	0,38	0,10
PCB 28	0,54	0,84	0,17	1,22	0,69	0,45
PCB 52	2,48	2,98	3,14	4,44	3,26	0,84
PCB 101	4,36	2,95	4,00	4,38	3,92	0,67
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
PCB 110	4,04	3,29	3,65	3,09	3,52	0,42
PCB 81	0,34	0,37	0,31	0,25	0,32	0,05
PCB 123	4,03	4,02	3,52	2,87	3,61	0,55
PCB 118	4,13	2,95	3,26	2,15	3,12	0,82
PCB 114	0,11	0,04	0,05	0,04	0,06	0,03
PCB 153	5,48	5,49	3,89	3,44	4,58	1,07
PCB 105	1,68	1,23	1,08	0,74	1,18	0,39
PCB 138	4,39	3,19	2,09	2,14	2,95	1,08
PCB 126	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
PCB 167	0,27	0,13	0,13	0,13	0,17	0,07
PCB 156	0,85	0,22	0,30	0,32	0,42	0,29
PCB 157	0,23	0,14	0,09	0,07	0,13	0,07
PCB 180	2,76	3,10	3,15	3,23	3,06	0,21
PCB169	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
PCB 189	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 18	35,69	30,94	28,83	28,51	30,99	3,31
Σ PCB-DL	11,64	9,10	8,74	6,57	9,01	2,08
Σ 7 PCB i	24,14	21,50	19,70	21,00	21,59	1,86

Période estivale	Boues avant jardin filtrant				
	Teneurs (ng/g)	06/06/13	17/06/13	03/07/13	Moyenne
PeCB	0,07	0,07	0,06	0,07	0,01
HCB	0,30	0,27	0,24	0,27	0,03
PCB 28	0,12	0,11	0,07	0,10	0,03
PCB 52	0,32	0,48	0,66	0,49	0,17
PCB 101	1,53	1,58	1,76	1,62	0,12
PCB 77	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
PCB 110	1,31	1,68	1,80	1,60	0,26
PCB 81	0,20	0,24	0,27	0,24	0,04
PCB 123	2,89	2,85	2,83	2,86	0,03
PCB 118	1,32	1,37	1,39	1,36	0,04
PCB 114	0,03	0,03	0,04	0,03	0,01
PCB 153	2,27	2,92	2,79	2,66	0,34
PCB 105	0,57	0,55	0,59	0,57	0,02
PCB 138	1,30	1,79	1,81	1,63	0,29
PCB 126	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
PCB 167	0,07	0,10	0,11	0,09	0,02
PCB 156	0,22	0,26	0,21	0,23	0,03
PCB 157	0,05	0,05	0,04	0,05	0,01
PCB 180	1,18	2,71	1,92	1,94	0,77
PCB169	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
PCB 189	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Σ 18	13,38	16,72	16,29	15,46	1,82
Σ PCB-DL	5,35	5,45	5,48	5,43	0,07
Σ 7 PCB i	8,04	10,96	10,40	9,80	1,55

Période hivernale	Boues après 5 ans de jardin filtrant
	04/12/14
Teneurs (ng/g)	
PeCB	0,18
HCB	0,49
PCB 28	0,25
PCB 52	4,30
PCB 101	9,43
PCB 77	< LQ
PCB 110	7,97
PCB 81	0,70
PCB 123	0,82
PCB 118	7,86
PCB 114	0,19
PCB 153	11,09
PCB 105	3,24
PCB 138	10,60
PCB 126	n.d
PCB 167	0,33
PCB 156	0,91
PCB 157	0,12
PCB 180	5,77
PCB169	n.d
PCB 189	n.d
Σ 18	63,58
Σ PCB-DL	14,17
Σ 7 PCB i	49,30

Annexe N: Tableau récapitulatif des résultats des préleveurs passifs pour les différents sites

STEP Briis-sous-Forges

ng/m ³	Cold temperature season								Hot temperature season							
	PUF-PAS 1	PUF-PAS 2	PUF-PAS 3	PUF-PAS 4	PUF-PAS 5	PUF-PAS 6 (WWTP reference)	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)	PUF-PAS 1	PUF-PAS 2	PUF-PAS 3	PUF-PAS 4	PUF-PAS 5	PUF-PAS 6 (WWTP reference)	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)
Σ 8 Phthalates	2,62	10,27	3,08	3,19	10,49	7,05	9,45	11,74	20,85	21,55	7,62	8,46	15,59	18,58	33,56	13,29
Σ 15 HAPs	5,69	4,99	4,73	5,14	9,33	7,87	7,32	9,51	14,01	7,15	10,86	5,41	8,10	9,12	12,73	4,97
Σ 8 PBDEs	0,001	0,028	0,010	0,006	0,019	0,001	0,019	0,012	0,028	0,004	0,005	0,019	0,018	0,021	0,058	0,032
Σ 18 PCBs	0,013	0,048	0,029	0,047	0,046	0,046	0,054	0,065	0,111	0,160	0,049	0,123	0,048	0,064	0,165	0,069
Σ 7 PCB i	0,008	0,014	0,017	0,031	0,028	0,021	0,040	0,043	0,063	0,096	0,033	0,076	0,034	0,041	0,120	0,043
Σ PCB-DL	0,06	0,035	0,014	0,019	0,021	0,027	0,016	0,025	0,056	0,071	0,019	0,056	0,017	0,026	0,057	0,031
PeCB	0,022	0,027	0,037	0,019	0,008	0,009	0,001	0,005	0,003	0,006	0,010	0,024	0,003	0,002	0,005	0,006
HCB	0,140	0,148	0,098	0,118	0,139	0,186	0,095	0,101	0,092	0,093	0,135	0,148	0,050	0,109	0,111	0,093

1 : entrée air ; 2 : air intérieur ; 3 : air bassins ; 4 : sortie air ; 5 : jardins filtrants ; 6 : mairie Briis.

Zone ferroviaire souterraine

ng/m ³	Temperate temperature season		Cold temperature season	
	PUF-PAS Zone ferroviaire	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Zone ferroviaire	PUF-PAS Paris (urban reference)
Σ 8 Phthalates	54,68	32,56	118,22	28,56
Σ 15 HAPs	37,12	12,83	95,31	24,31
Σ 8 PBDEs	0,031	0,008	0,033	0,007
Σ 18 PCBs	0,791	0,064	1,283	0,087
Σ 7 PCB i	0,586	0,044	0,903	0,038
Σ PCB-DL	0,281	0,024	0,459	0,054
PeCB	0,068	0,070	0,062	0,003
HCB	0,219	0,154	0,357	0,201

Limay/Porcheville

ng/m ³	Cold temperature season								Hot temperature season							
	PUF-PAS Piscine (Porcheville)	PUF- PAS Gymnase (Limay)	PUF-PAS Penitencier (Porcheville)	PUF- PAS DGST Limay	PUF- PAS L'Envol	PUF- PAS maison part.	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)	PUF-PAS Piscine (Porcheville)	PUF- PAS Gymnase (Limay)	PUF-PAS Penitencier (Porcheville)	PUF- PAS DGST Limay	PUF- PAS L'Envol	PUF- PAS maison part.	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)
Σ 8 Phthalates	3,10	6,86	4,43	1,45	3,70	2,11	14,21	4,36	4,00	29,58	7,80	11,94	18,78	3,26	6,96	5,67
Σ 15 HAPs	14,01	29,20	18,57	14,61	16,25	18,62	16,33	20,38	6,17	29,30	8,09	6,84	12,67	12,95	7,88	10,70
Σ 8 PBDEs	0,01	0,02	0,03	0,02	0,04	0,01	0,02	0,01	0,00	0,06	0,02	0,02	0,06	0,01	0,03	0,02
Σ 18 PCBs	0,06	0,11	0,08	0,09	0,14	0,09	0,15	0,06	0,05	0,46	0,05	0,14	0,31	0,05	0,08	0,10
Σ 7 PCB i	0,05	0,09	0,06	0,07	0,11	0,07	0,11	0,04	0,04	0,36	0,04	0,11	0,23	0,04	0,06	0,07
Σ PCB-DL	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,01	0,09	0,01	0,04	0,07	0,01	0,02	0,02
PeCB	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
HCB	0,21	0,31	0,20	0,13	0,20	0,11	0,25	0,21	0,18	0,87	0,24	0,25	0,35	0,19	0,18	0,19

Guitrancourt (Centre de traitement des déchets)

ng/m ³	Cold temperature season					Hot temperature season				
	PUF-PAS Gargenville (Bois)	PUF-PAS Guitrancourt	PUF- PAS Issou	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)	PUF-PAS Gargenville (Bois)	PUF-PAS Guitrancourt	PUF- PAS Issou	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF- PAS Boissy (rural reference)
Σ 8 Phthalates	6,55	5,31	7,50	14,21	4,36	11,48	3,52	11,63	6,96	5,67
Σ 15 HAPs	7,28	7,64	9,67	16,33	20,38	2,00	2,42	1,91	7,88	10,70
Σ 8 PBDEs	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,03	0,02
Σ 18 PCBs	0,05	0,03	0,02	0,15	0,06	0,21	0,14	0,14	0,08	0,10
Σ 7 PCB i	0,04	0,02	0,01	0,11	0,04	0,16	0,11	0,11	0,06	0,07
Σ PCB-DL	0,01	0,01	0,01	0,04	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02	0,02
PeCB	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
HCB	0,26	0,19	0,22	0,25	0,21	0,24	0,20	0,19	0,18	0,19

Mitry-Mory

Compounds	Hot temperature season						Cold temperature season					
	ng/m ³	PUF-PAS GERE Mitry	PUF-PAS Hotel de Ville Mitry	PUF-PAS Ecole Mitry	PUF-PAS rond- point	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS Boissy (rural reference)	PUF-PAS GERE Mitry	PUF-PAS Hotel de Ville Mitry	PUF-PAS Ecole Mitry	PUF-PAS rond- point	PUF-PAS Paris (urban reference)
Σ 8 Phthalates	7,73	5,69	8,56	X	6,96	5,67	4,36	3,81	4,26	1,09	5,03	2,46
Σ 15 HAPs	12,44	7,52	20,70	X	7,88	10,70	16,83	26,62	33,02	21,05	12,89	29,14
Σ 8 PBDEs	0,02	0,00	0,00	X	0,03	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Σ 18 PCBs	0,10	0,09	0,14	X	0,08	0,10	0,03	0,05	0,07	0,01	0,05	0,01
Σ 7 PCB i	0,07	0,06	0,10	X	0,06	0,07	0,02	0,03	0,04	0,01	0,03	0,00
Σ PCB-DL	0,02	0,03	0,04	X	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00
PeCB	0,01	0,01	0,01	X	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02
HCB	0,29	0,28	0,35	X	0,18	0,19	0,15	0,18	0,21	0,11	0,19	0,08

BP Est

Compounds	Temperate temperature season		Cold temperature season	
	ng/m ³	PUF-PAS BP Est	PUF-PAS Paris (urban reference)	PUF-PAS BP Est
Σ 8 Phthalates	24,73	5,03	8,74	1,56
Σ 15 HAPs	39,91	12,89	55,26	19,12
Σ 8 PBDEs	0,01	0,01	0,00	0,00
Σ 18 PCBs	0,14	0,05	0,05	0,02
Σ 7 PCB i	0,10	0,03	0,03	0,01
Σ PCB-DL	0,03	0,02	0,01	0,00
PeCB	0,03	0,01	0,03	0,01
HCB	0,32	0,19	0,11	0,06

Annexe O: Tableau des résultats de la station de tri et stockage de déchets dangereux de Mitry-Mory pour la matrice air

Phtalates :

Période estivale	04/06/14- 18/06/14			18/06/14- 02/07/14			02/07/14-06/07/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
Concentrations (ng/m ³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,68	0,00	0,68	0,80	0,00	0,80	0,78	0,00	0,78	0,75	0,00	0,75	0,06	0,76	0,07	0,83	0,10	0,06	0,01	0,06	0,01
DEP	1,77	0,02	1,79	1,90	0,01	1,91	1,20	0,02	1,22	1,62	0,02	1,64	0,37	7,17	0,41	7,57	0,79	0,10	0,03	0,13	0,03
DiBP	1,28	0,08	1,36	0,50	0,04	0,54	0,23	0,07	0,30	0,67	0,06	0,73	0,56	9,00	1,02	10,02	0,94	0,14	0,32	0,46	0,05
DnBP	2,07	0,09	2,16	1,46	0,06	1,52	1,25	0,11	1,36	1,59	0,09	1,68	0,42	2,94	0,22	3,15	0,46	0,20	0,19	0,39	0,22
BBP	1,07	0,01	1,08	1,00	0,01	1,01	1,05	0,01	1,06	1,04	0,01	1,05	0,04	0,17	0,03	0,20	0,08	0,02	0,04	0,06	0,01
DEHP	30,03	4,71	34,74	25,08	4,11	29,19	33,40	4,00	37,40	29,50	4,27	33,78	4,19	17,95	0,97	18,92	1,27	1,23	1,91	3,14	0,16
DnOP	0,33	0,02	0,35	0,20	0,01	0,21	0,15	0,02	0,17	0,23	0,02	0,24	0,09	0,10	0,04	0,15	0,07	0,00	0,17	0,17	0,03
DiNP	1,99	0,50	2,49	0,70	0,37	1,07	0,80	0,27	1,07	1,16	0,38	1,54	0,82	0,77	0,43	1,20	0,41	0,02	0,42	0,44	0,11
Σ 8	39,22	5,43	44,65	31,64	4,62	36,26	38,86	4,51	43,37	36,57	4,85	41,43	4,52	37,76	3,19	40,95	1,61	1,77	3,08	4,85	0,53

Période hivernale	04/11/14- 19/11/14			19/11/14- 03/12/14			03/12/14-17/12/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
Concentrations (ng/m ³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,05	0,00	0,05	0,03	0,00	0,04	0,06	0,00	0,07	0,05	0,00	0,04	0,01	0,52	0,07	0,59	0,03	0,04	0,01	0,05	0,01
DEP	0,09	0,02	0,11	0,15	0,02	0,16	0,10	0,01	0,12	0,11	0,02	0,10	0,03	3,22	0,24	3,46	0,05	0,02	0,02	0,04	0,01
DiBP	0,27	0,06	0,34	0,94	0,06	0,99	0,28	0,07	0,35	0,50	0,06	0,45	0,38	5,60	0,87	6,47	0,18	0,04	0,06	0,10	0,05
DnBP	0,35	0,08	0,43	1,10	0,08	1,18	0,68	0,08	0,76	0,71	0,08	0,63	0,38	1,85	0,20	2,05	0,51	0,08	0,02	0,10	0,04
BBP	0,02	0,02	0,03	0,07	0,01	0,08	0,02	0,02	0,05	0,04	0,02	0,04	0,02	0,17	0,03	0,19	0,00	0,02	0,03	0,05	0,02
DEHP	2,41	2,38	4,79	1,55	1,79	3,34	3,43	1,27	4,70	2,46	1,81	3,42	0,81	10,42	2,36	12,78	4,04	1,07	0,71	1,78	0,53
DnOP	0,00	0,03	0,03	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,03	0,01	0,02	0,02	0,00	0,21	0,10	0,31	0,12	0,01	0,09	0,10	0,03
DiNP	0,00	0,34	0,34	0,00	0,30	0,30	0,00	0,47	0,47	0,00	0,37	0,29	0,09	0,10	0,30	0,39	0,13	0,10	0,47	0,57	0,03
Σ 8	3,20	2,92	6,12	3,85	2,28	6,13	4,58	1,95	6,54	3,88	2,38	5,01	0,24	22,08	4,15	26,24	5,01	1,39	1,40	2,79	0,65

HAP :

Période estivale	04/06/14- 18/06/14			18/06/14- 02/07/14			02/07/14-06/07/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	1,14	0,00	1,14	2,59	0,00	2,59	1,06	0,00	1,06	1,60	0,00	1,60	0,86	0,08	0,00	0,08	0,01	0,06	0,00	0,06	0,02
ACE	0,90	0,00	0,90	0,81	0,00	0,81	0,28	0,00	0,28	0,67	0,00	0,67	0,33	0,60	0,01	0,61	0,20	2,29	0,00	2,29	1,02
FLU	0,15	0,00	0,15	0,28	0,00	0,28	0,19	0,00	0,19	0,21	0,00	0,21	0,07	0,86	0,00	0,86	0,17	2,03	0,00	2,03	0,82
PHE	7,16	0,02	7,18	6,27	0,02	6,29	5,84	0,01	5,85	6,43	0,02	6,44	0,68	2,14	0,01	2,15	0,56	2,74	0,01	2,75	0,70
ANT	1,62	0,00	1,62	0,87	0,00	0,88	1,45	0,00	1,45	1,32	0,00	1,32	0,39	0,04	0,00	0,04	0,02	0,07	0,00	0,07	0,01
FLH	10,01	0,03	10,04	9,29	0,04	9,33	9,42	0,02	9,45	9,58	0,03	9,61	0,38	0,31	0,01	0,32	0,03	0,73	0,01	0,74	0,23
PYR	5,52	0,02	5,55	5,00	0,03	5,03	5,47	0,02	5,48	5,33	0,03	5,35	0,28	0,20	0,01	0,20	0,07	0,40	0,01	0,41	0,10
BaA	0,18	0,01	0,19	0,11	0,01	0,12	0,23	0,01	0,24	0,18	0,01	0,19	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
CHY	0,57	0,03	0,60	0,44	0,03	0,47	0,59	0,02	0,61	0,54	0,03	0,56	0,08	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,00
BbF	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,04	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BkF	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BaP	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	0,01	0,07	0,02	0,01	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,07	0,01	0,08	0,02	0,01	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 15	27,29	0,15	27,44	25,71	0,18	25,89	24,68	0,11	24,80	25,89	0,15	26,04	1,33	4,24	0,05	4,29	1,00	8,33	0,06	8,39	2,82

Période hivernale	04/11/14- 19/11/14			19/11/14- 03/12/14			03/12/14-17/12/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m ³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
ACY	1,19	0,00	1,19	2,66	0,00	2,66	3,67	0,00	3,68	2,51	0,00	2,51	1,25	1,09	0,00	1,09	0,66	1,76	0,01	1,76	0,50
ACE	0,42	0,00	0,42	0,21	0,00	0,22	0,47	0,00	0,47	0,37	0,00	0,37	0,14	0,81	0,01	0,82	0,42	1,13	0,00	1,13	0,12
FLU	1,06	0,00	1,07	0,75	0,00	0,75	1,34	0,01	1,35	1,05	0,00	1,06	0,30	1,43	0,00	1,43	0,69	2,40	0,01	2,40	0,39
PHE	8,81	0,03	8,85	12,85	0,07	12,92	15,40	0,11	15,51	12,35	0,07	12,43	3,36	3,51	0,04	3,55	1,38	5,26	0,07	5,33	1,46
ANT	0,68	0,00	0,68	1,10	0,01	1,11	1,02	0,01	1,03	0,93	0,01	0,94	0,23	0,13	0,00	0,13	0,07	0,42	0,01	0,43	0,16
FLH	8,71	0,05	8,77	9,55	0,14	9,69	12,22	0,19	12,41	10,16	0,13	10,29	1,90	0,65	0,06	0,71	0,23	1,22	0,12	1,34	0,35
PYR	6,02	0,06	6,08	6,64	0,13	6,77	9,38	0,18	9,56	7,35	0,12	7,47	1,84	0,49	0,06	0,55	0,16	1,00	0,12	1,12	0,35
BaA	0,31	0,03	0,33	0,54	0,06	0,60	0,78	0,09	0,87	0,54	0,06	0,60	0,27	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,07	0,11	0,05
CHY	0,91	0,07	0,98	1,08	0,12	1,19	1,52	0,19	1,70	1,17	0,12	1,29	0,37	0,02	0,07	0,10	0,07	0,09	0,15	0,24	0,08
BbF	0,02	0,12	0,14	0,02	0,20	0,23	0,05	0,24	0,29	0,03	0,19	0,22	0,08	0,00	0,03	0,03	0,03	0,01	0,15	0,16	0,06
BkF	0,00	0,01	0,01	0,01	0,03	0,04	0,01	0,04	0,05	0,01	0,03	0,03	0,02	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,06	0,06	0,01
BaP	0,00	0,03	0,04	0,01	0,09	0,10	0,23	0,09	0,32	0,08	0,07	0,15	0,15	0,00	0,02	0,02	0,03	0,00	0,10	0,10	0,05
In(c,d)P	0,00	0,01	0,02	0,00	0,03	0,03	0,01	0,04	0,04	0,00	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
Di(a,h)Ant	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,09	0,09	0,00	0,17	0,17	0,32	0,19	0,51	0,11	0,15	0,26	0,22	0,00	0,04	0,04	0,04	0,00	0,15	0,15	0,05
Σ 15	28,14	0,52	28,66	35,42	1,07	36,49	46,41	1,40	47,81	36,66	1,00	37,65	9,63	8,16	0,39	8,55	3,83	13,31	1,05	14,36	3,50

PBDE :

Période estivale	04/06/14- 18/06/14			18/06/14- 02/07/14			02/07/14-06/07/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,005	0,017	0,022	0,001	0,022	0,023	0,000	0,021	0,021	0,002	0,020	0,022	0,001	0,016	0,024	0,040	0,001	0,008	0,010	0,018	0,002
Σ 8	0,006	0,017	0,023	0,002	0,022	0,025	0,000	0,021	0,021	0,003	0,020	0,023	0,002	0,017	0,024	0,041	0,001	0,008	0,010	0,019	0,002

Période hivernale	04/11/14- 19/11/14			19/11/14- 03/12/14			03/12/14-17/12/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m³)	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,005	0,013	0,018	0,002	0,012	0,014	0,002	0,010	0,012	0,003	0,011	0,015	0,003	0,007	0,011	0,018	0,004	0,003	0,003	0,006	0,001
Σ 8	0,006	0,013	0,019	0,004	0,013	0,017	0,003	0,011	0,013	0,004	0,012	0,016	0,003	0,008	0,012	0,020	0,005	0,003	0,004	0,006	0,000

PCB :

Période estivale	04/06/14- 18/06/14			18/06/14- 02/07/14			02/07/14-06/07/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,03	0,00	0,03	0,01	0,04	0,00	0,04	0,01
HCB	0,11	0,00	0,11	0,12	0,00	0,12	0,11	0,00	0,11	0,11	0,00	0,11	0,00	0,08	0,00	0,09	0,01	0,24	0,00	0,24	0,05
PCB 28	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00
PCB 52	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,02	0,09	0,03	0,02	0,00	0,03	0,00
PCB 101	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,05	0,01	0,06	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00
PCB 77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 110	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,03	0,01	0,04	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,08	0,00	0,08	0,08	0,00	0,08	0,06	0,00	0,06	0,07	0,00	0,07	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,03	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	0,03	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,20	0,01	0,21	0,17	0,02	0,18	0,16	0,01	0,17	0,18	0,01	0,19	0,02	0,20	0,06	0,25	0,06	0,08	0,01	0,09	0,01
Σ 7 PCB i	0,17	0,01	0,18	0,15	0,01	0,16	0,14	0,00	0,15	0,16	0,01	0,16	0,02	0,16	0,05	0,21	0,05	0,06	0,01	0,07	0,01
Σ PCB-DL	0,04	0,00	0,04	0,03	0,00	0,04	0,03	0,00	0,03	0,03	0,00	0,04	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00

Période hivernale	04/11/14- 19/11/14			19/11/14- 03/12/14			03/12/14-17/12/14			GEREP Mitry				Paris				Boissy			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,04	0,00	0,04	0,01
HCB	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,10	0,10	0,00	0,10	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,12	0,00	0,12	0,01
PCB 28	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00
PCB 101	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00
PCB 77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 110	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,02	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,06	0,01	0,07	0,03	0,01	0,04	0,05	0,02	0,07	0,05	0,01	0,06	0,02	0,03	0,05	0,08	0,05	0,02	0,01	0,03	0,00
Σ 7 PCB i	0,05	0,01	0,06	0,03	0,01	0,04	0,04	0,01	0,06	0,04	0,01	0,05	0,01	0,02	0,04	0,06	0,04	0,02	0,00	0,02	0,00
Σ PCB-DL	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Annexe P: Tableau des résultats de la zone ferroviaire souterraine pour la matrice air

Phtalates :

Période automnale	25/09/13 au 09/10/13			09/10/13 au 23/10/13			23/10/13 au 06/11/13			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,35	0,01	0,36	0,37	0,01	0,38	0,19	0,01	0,20	0,30	0,01	0,31	0,10	1,23	0,00	1,23	0,55
DEP	25,88	0,04	25,92	27,32	0,28	27,59	23,58	0,20	23,78	25,59	0,17	25,77	1,91	3,29	0,07	3,37	0,62
DiBP	16,57	4,24	20,82	26,81	12,78	39,59	17,99	6,33	24,32	20,46	7,79	28,24	9,98	4,05	1,54	5,59	3,25
DnBP	13,67	4,52	18,18	22,57	11,28	33,85	15,38	6,39	21,77	17,21	7,40	24,60	8,21	2,85	1,03	3,88	3,15
BBP	0,68	1,81	2,49	0,23	2,73	2,96	0,18	1,71	1,89	0,36	2,08	2,45	0,53	0,17	0,15	0,32	0,41
DEHP	5,89	17,97	23,86	8,60	29,55	38,15	2,01	14,28	16,29	5,50	20,60	26,10	11,10	11,76	13,26	25,01	6,47
DnOP	0,01	0,16	0,17	0,05	0,28	0,34	0,03	0,08	0,11	0,03	0,17	0,21	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
DiNP	0,54	2,08	2,62	1,19	1,75	2,94	1,04	1,25	2,28	0,92	1,69	2,61	0,33	3,28	2,44	5,72	3,89
Σ 8	63,59	30,83	94,42	87,14	58,67	145,81	60,39	30,26	90,65	70,37	39,92	110,29	30,82	26,62	18,49	45,11	10,67

Période hivernale	04/12/13 au 17/12/13			07/01/14 au 21/01/14			21/01/14 au 06/02/14			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,25	0,01	0,26	0,15	0,01	0,16	0,11	0,01	0,12	0,17	0,01	0,18	0,07	0,44	0,10	0,54	0,19
DEP	30,55	0,30	30,85	35,88	0,07	35,95	24,90	0,48	25,37	30,44	0,28	30,73	5,29	2,33	1,77	2,1	0,23
DiBP	31,56	6,97	38,53	29,94	8,43	38,36	25,25	10,97	36,22	28,92	8,79	37,71	1,29	8,51	2,34	5,1	0,91
DnBP	19,22	6,88	26,09	17,57	2,27	19,85	16,12	7,22	23,34	17,64	5,46	23,09	3,13	3,33	2,64	2,97	0,70
BBP	0,31	2,05	2,36	0,22	1,00	1,22	0,32	1,17	1,49	0,28	1,41	1,69	0,59	0,14	0,23	0,36	0,10
DEHP	1,51	29,34	30,85	16,69	31,62	48,31	25,65	12,84	38,48	14,62	24,60	39,21	8,75	25,2	43,4	13,38	19,17
DnOP	0,02	0,20	0,21	0,01	0,42	0,44	0,03	0,06	0,09	0,02	0,23	0,25	0,18	0,04	0,63	0,67	0,22
DiNP	0,47	1,48	1,95	0,73	2,66	3,39	0,48	1,11	1,59	0,56	1,75	2,31	0,95	2,79	2,79	1,69	1,49
Σ 8	83,88	47,23	131,11	101,2	46,48	147,68	92,85	33,85	126,70	92,64	42,52	135,16	11,06	42,8	53,9	26,81	20,59

HAP :

Période automnale	25/09/13 au 09/10/13			09/10/13 au 23/10/13			23/10/13 au 06/11/13			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	0,22	0,00	0,23	0,66	0,00	0,66	0,61	0,00	0,61	0,50	0,00	0,50	0,24	0,18	0,00	0,19	0,02
ACE	1,55	0,14	1,69	2,17	0,58	2,75	3,03	0,45	3,49	2,25	0,39	2,64	0,90	0,67	0,00	0,67	0,42
FLU	0,60	0,01	0,61	0,84	0,00	0,84	2,48	0,01	2,49	1,30	0,00	1,31	1,02	0,95	0,00	0,95	0,51
PHE	0,71	0,12	0,83	1,17	0,11	1,28	1,82	0,10	1,91	1,23	0,11	1,34	0,55	2,45	0,04	2,49	1,30
ANT	0,27	0,01	0,29	0,27	0,02	0,29	0,24	0,01	0,25	0,26	0,01	0,28	0,02	0,05	0,00	0,05	0,01
FLH	1,09	0,16	1,25	0,90	0,13	1,03	1,29	0,11	1,40	1,09	0,14	1,23	0,19	0,50	0,04	0,54	0,30
PYR	0,86	0,17	1,03	0,73	0,14	0,87	1,04	0,12	1,16	0,87	0,15	1,02	0,15	0,36	0,04	0,40	0,24
BaA	0,10	0,06	0,16	0,10	0,05	0,16	0,07	0,04	0,11	0,09	0,05	0,14	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02
CHY	0,13	0,09	0,22	0,12	0,07	0,19	0,09	0,06	0,15	0,12	0,07	0,19	0,04	0,09	0,03	0,11	0,13
BbF	0,07	0,13	0,20	0,08	0,11	0,19	0,06	0,09	0,15	0,07	0,11	0,18	0,02	0,02	0,01	0,03	0,03
BkF	0,03	0,02	0,05	0,04	0,02	0,06	0,04	0,02	0,05	0,03	0,02	0,06	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01
BaP	0,14	0,08	0,22	0,15	0,07	0,22	0,14	0,06	0,19	0,14	0,07	0,21	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02
In(c,d)P	0,09	0,05	0,14	0,09	0,04	0,12	0,07	0,04	0,11	0,08	0,04	0,12	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01
Di(a,h)Ant	0,00	0,02	0,03	0,01	0,02	0,03	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,03	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02
B(g,h,i)Pe	0,03	0,00	0,03	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00	0,03	0,02	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01
Σ 15	5,90	1,06	6,96	7,34	1,37	8,71	11,00	1,13	12,12	8,08	1,19	9,27	2,62	5,34	0,19	5,53	2,90

Période hivernale	04/12/13 au 17/12/13			07/01/14 au 21/01/14			21/01/14 au 06/02/14			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	3,01	0,00	3,01	2,68	0,00	2,69	1,71	0,01	1,71	2,47	0,00	2,47	0,68	0,43	0,00	0,43	0,44
ACE	5,63	0,01	5,64	6,82	0,04	6,85	3,76	0,58	4,33	5,40	0,21	5,61	1,26	0,28	0,00	0,29	0,18
FLU	5,49	0,01	5,50	6,08	0,01	6,10	4,74	0,01	4,75	5,44	0,01	5,45	0,68	0,70	0,00	0,70	0,41
PHE	9,84	0,08	9,92	9,85	0,10	9,95	8,15	0,12	8,27	9,28	0,10	9,38	0,96	2,33	0,02	2,35	1,09
ANT	0,37	0,01	0,38	0,37	0,01	0,38	0,26	0,02	0,28	0,33	0,01	0,34	0,06	0,06	0,00	0,07	0,03
FLH	1,13	0,09	1,22	1,16	0,14	1,30	0,73	0,16	0,89	1,01	0,13	1,14	0,21	0,51	0,04	0,55	0,28
PYR	0,86	0,09	0,95	1,00	0,14	1,15	0,68	0,16	0,84	0,85	0,13	0,98	0,16	0,39	0,05	0,44	0,22
BaA	0,02	0,06	0,08	0,01	0,09	0,10	0,02	0,05	0,08	0,02	0,07	0,09	0,02	0,01	0,05	0,06	0,06
CHY	0,05	0,13	0,18	0,03	0,16	0,19	0,14	0,10	0,23	0,07	0,13	0,20	0,03	0,05	0,14	0,18	0,15
BbF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,05	0,02	0,07	0,02	0,01	0,03	0,03	0,00	0,03	0,03	0,03
BkF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,05	0,01	0,03	0,03	0,00	0,03	0,03	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
BaP	0,00	0,08	0,08	0,00	0,14	0,14	0,00	0,06	0,06	0,00	0,09	0,10	0,04	0,00	0,04	0,04	0,04
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,17	0,00	0,07	0,07	0,00	0,08	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,12	0,12	0,00	0,28	0,28	0,00	0,11	0,11	0,00	0,17	0,17	0,10	0,00	0,10	0,10	0,08
Σ 15	26,40	0,70	27,10	28,01	1,38	29,39	20,24	1,49	21,73	24,88	1,19	26,07	3,93	4,76	0,46	5,23	2,99

PBDE :

Période automnale	25/09/13 au 09/10/13			09/10/13 au 23/10/13			23/10/13 au 06/11/13			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,007	0,002	0,009	0,004	0,002	0,006	0,004	0,001	0,005	0,005	0,002	0,007	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001
BDE 99	0,001	0,003	0,004	0,001	0,001	0,003	0,002	0,000	0,003	0,001	0,001	0,003	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000
BDE 100	0,001	0,004	0,005	0,002	0,002	0,004	0,001	0,002	0,004	0,002	0,003	0,004	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000
BDE183	0,000	0,004	0,004	0,002	0,005	0,007	0,004	0,005	0,009	0,002	0,005	0,007	0,002	0,002	0,001	0,003	0,003
BDE 209	0,016	0,045	0,061	0,022	0,039	0,062	0,005	0,038	0,043	0,015	0,041	0,055	0,011	0,018	0,006	0,024	0,022
Σ 8	0,027	0,059	0,086	0,033	0,050	0,084	0,018	0,047	0,065	0,026	0,052	0,078	0,012	0,023	0,007	0,030	0,021

Période hivernale	04/12/13 au 17/12/13			07/01/14 au 21/01/14			21/01/14 au 06/02/14			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,002	0,002	0,004	0,002	0,002	0,004	0,002	0,002	0,004	0,002	0,002	0,004	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000
BDE 99	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,004	0,082	0,085	0,001	0,144	0,145	0,002	0,096	0,098	0,002	0,107	0,110	0,032	0,009	0,002	0,011	0,004
Σ 8	0,006	0,085	0,092	0,004	0,148	0,153	0,005	0,099	0,104	0,005	0,111	0,116	0,032	0,010	0,003	0,012	0,004

PCB :

Période automnale	25/09/13 au 09/10/13			09/10/13 au 23/10/13			23/10/13 au 06/11/13			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,791	0,002	0,794	0,360	0,001	0,361	0,689	0,001	0,690	0,613	0,002	0,615	0,226	0,013	0,000	0,013	0,010
HCB	0,130	0,002	0,131	0,072	0,001	0,072	0,102	0,001	0,103	0,101	0,001	0,102	0,029	0,054	0,000	0,054	0,024
PCB 28	0,192	0,005	0,196	0,139	0,004	0,143	0,108	0,003	0,110	0,146	0,004	0,150	0,043	0,011	0,001	0,011	0,006
PCB 52	0,505	0,018	0,523	0,354	0,015	0,369	0,330	0,009	0,339	0,396	0,014	0,410	0,099	0,040	0,006	0,046	0,018
PCB 101	0,465	0,014	0,479	0,265	0,013	0,278	0,342	0,009	0,351	0,357	0,012	0,369	0,102	0,034	0,007	0,041	0,020
PCB 77	0,005	0,001	0,006	0,004	0,001	0,005	0,003	0,000	0,004	0,004	0,000	0,005	0,001	0,003	0,001	0,004	0,002
PCB 110	0,337	0,013	0,350	0,243	0,012	0,255	0,215	0,008	0,223	0,265	0,011	0,276	0,066	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 81	0,019	0,001	0,020	0,011	0,001	0,012	0,012	0,001	0,013	0,014	0,001	0,015	0,004	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB 123	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 118	0,094	0,009	0,103	0,069	0,006	0,075	0,067	0,006	0,073	0,076	0,007	0,084	0,017	0,011	0,002	0,014	0,009
PCB 114	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,099	0,010	0,109	0,055	0,007	0,063	0,075	0,007	0,082	0,076	0,008	0,085	0,023	0,012	0,001	0,014	0,007
PCB 105	0,029	0,004	0,033	0,024	0,003	0,027	0,019	0,003	0,021	0,024	0,003	0,027	0,006	0,004	0,001	0,004	0,003
PCB 138	0,073	0,010	0,083	0,051	0,008	0,059	0,047	0,006	0,054	0,057	0,008	0,065	0,016	0,008	0,001	0,009	0,006
PCB 126	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,002	0,001	0,003	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,004	0,002	0,006	0,003	0,001	0,004	0,002	0,001	0,003	0,003	0,001	0,004	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,015	0,007	0,022	0,008	0,005	0,013	0,010	0,005	0,015	0,011	0,006	0,017	0,005	0,002	0,000	0,002	0,001
PCB169	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	1,840	0,096	1,937	1,228	0,077	1,305	1,232	0,060	1,291	1,433	0,078	1,511	0,369	0,150	0,023	0,148	0,079
Σ 7 PCB i	1,443	0,072	1,516	0,941	0,058	0,999	0,979	0,045	1,024	1,121	0,059	1,179	0,291	0,119	0,018	0,137	0,065
Σ PCB-DL	0,153	0,020	0,174	0,113	0,013	0,126	0,105	0,012	0,117	0,124	0,015	0,139	0,030	0,018	0,003	0,011	0,011

Période hivernale	04/12/13 au 17/12/13			07/01/14 au 21/01/14			21/01/14 au 06/02/14			Zone ferroviaire souterraine				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,036	0,000	0,036	0,154	0,000	0,154	0,056	0,001	0,056	0,082	0,000	0,082	0,063	0,019	0,000	0,019	0,008
HCB	0,102	0,000	0,102	0,105	0,000	0,105	0,146	0,003	0,149	0,118	0,001	0,118	0,026	0,074	0,000	0,074	0,033
PCB 28	0,095	0,000	0,095	0,118	0,000	0,118	0,075	0,000	0,075	0,096	0,000	0,096	0,022	0,010	0,000	0,010	0,004
PCB 52	0,359	0,006	0,364	0,353	0,000	0,353	0,562	0,001	0,563	0,425	0,002	0,427	0,118	0,040	0,003	0,043	0,025
PCB 101	0,288	0,008	0,296	0,274	0,005	0,279	0,192	0,021	0,212	0,251	0,011	0,262	0,044	0,031	0,002	0,033	0,019
PCB 77	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 110	0,177	0,007	0,184	0,174	0,007	0,182	0,144	0,027	0,171	0,165	0,014	0,179	0,007	0,019	0,001	0,021	0,012
PCB 81	0,008	0,000	0,008	0,009	0,001	0,009	0,005	0,003	0,008	0,007	0,001	0,009	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001
PCB 123	0,023	0,003	0,026	0,023	0,008	0,030	0,002	0,007	0,009	0,016	0,006	0,021	0,011	0,001	0,000	0,002	0,001
PCB 118	0,045	0,005	0,049	0,041	0,005	0,046	0,034	0,005	0,038	0,040	0,005	0,044	0,006	0,002	0,001	0,003	0,002
PCB 114	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,040	0,000	0,041	0,036	0,000	0,036	0,040	0,002	0,042	0,039	0,001	0,040	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 105	0,011	0,002	0,013	0,012	0,003	0,014	0,012	0,003	0,015	0,012	0,002	0,014	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB 138	0,023	0,004	0,027	0,019	0,006	0,025	0,010	0,007	0,016	0,017	0,006	0,023	0,005	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB 126	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,000	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,005	0,004	0,009	0,005	0,006	0,011	0,005	0,008	0,014	0,005	0,006	0,011	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB169	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	1,079	0,039	1,118	1,066	0,040	1,107	1,086	0,085	1,171	1,077	0,055	1,132	0,034	0,106	0,009	0,115	0,064
Σ 7 PCB i	0,855	0,026	0,881	0,845	0,019	0,864	0,918	0,043	0,960	0,872	0,029	0,902	0,051	0,084	0,007	0,091	0,050
Σ PCB-DL	0,092	0,011	0,103	0,088	0,020	0,107	0,059	0,020	0,078	0,079	0,017	0,096	0,015	0,024	0,003	0,027	0,015

Annexe Q: Tableau des résultats de l'axe de trafic routier BP Est pour la matrice air

Phtalates :

Période automnale	22/09/14 au 08/10/14			08/10/14 au 22/10/14			22/10/14 au 05/11/14			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,61	0,01	0,62	0,58	0,02	0,59	0,24	0,02	0,26	0,48	0,02	0,49	0,20	0,37	0,04	0,41	0,11
DEP	2,24	0,24	2,48	1,65	0,17	1,82	1,57	0,37	1,94	1,82	0,26	2,08	0,35	3,74	0,20	3,94	0,60
DiBP	3,62	7,21	10,83	3,41	6,54	9,95	3,42	14,30	17,73	3,48	9,35	12,83	4,26	6,51	0,87	7,38	0,34
DnBP	1,82	14,09	15,91	1,40	11,30	12,70	0,75	19,53	20,28	1,32	14,97	16,30	3,80	2,75	0,40	3,16	0,36
BBP	0,11	0,02	0,12	0,12	0,01	0,13	0,13	0,01	0,14	0,12	0,01	0,13	0,01	0,16	0,01	0,17	0,05
DEHP	8,23	12,05	20,28	8,22	10,79	19,01	3,59	16,78	20,37	6,68	13,21	19,89	0,76	5,33	4,31	9,63	3,49
DnOP	0,07	0,08	0,14	0,05	0,13	0,18	0,07	0,12	0,20	0,06	0,11	0,17	0,03	0,05	0,07	0,11	0,07
DiNP	0,10	0,27	0,37	0,19	0,34	0,53	0,04	0,32	0,36	0,11	0,31	0,42	0,10	0,14	0,20	0,34	0,12
Σ 8	16,79	33,96	50,75	15,62	29,30	44,92	9,81	51,46	61,27	14,07	38,24	52,31	8,29	19,05	6,10	25,14	2,55

Période hivernale	14/01/15 au 28/01/15			28/01/15 au 11/02/15			11/02/15 au 26/02/15			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,36	0,01	0,38	0,13	0,01	0,14	0,11	0,01	0,12	0,20	0,01	0,21	0,14	0,21	0,04	0,25	0,04
DEP	1,72	0,09	1,81	1,13	0,27	1,40	1,19	0,15	1,34	1,35	0,17	1,52	0,26	0,82	0,10	0,92	0,53
DiBP	2,62	3,85	6,47	1,83	2,54	4,36	1,94	2,24	4,17	2,13	2,87	5,00	1,27	2,12	0,23	2,35	0,60
DnBP	1,66	2,98	4,65	0,72	2,27	2,99	0,90	1,97	2,87	1,09	2,41	3,50	0,99	0,61	0,11	0,72	0,15
BBP	0,18	0,00	0,18	0,09	0,00	0,09	0,08	0,00	0,08	0,12	0,00	0,12	0,05	0,03	0,08	0,11	0,06
DEHP	5,14	5,89	11,03	3,04	6,34	9,37	5,58	4,95	10,53	4,58	5,73	10,31	0,85	2,54	2,51	5,05	1,13
DnOP	0,11	0,14	0,26	0,02	0,14	0,16	0,09	0,04	0,13	0,07	0,11	0,18	0,07	0,00	0,29	0,29	0,31
DiNP	0,31	0,19	0,50	0,10	0,33	0,43	0,21	0,19	0,40	0,21	0,24	0,44	0,05	0,11	0,18	0,29	0,13
Σ 8	12,11	13,15	25,26	7,05	11,90	18,94	10,10	9,55	19,64	9,75	11,53	21,28	3,46	6,43	3,55	9,97	2,75

HAP :

Période automnale	22/09/14 au 08/10/14			08/10/14 au 22/10/14			22/10/14 au 05/11/14			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	0,90	0,00	0,90	1,98	0,00	1,99	1,67	0,00	1,67	1,52	0,00	1,22	0,56	0,35	0,00	0,35	0,17
ACE	1,04	0,00	1,03	1,44	0,00	1,44	1,33	0,00	1,32	1,27	0,00	1,01	0,21	0,61	0,07	0,68	0,14
FLU	1,78	0,00	1,78	2,33	0,00	2,33	2,29	0,00	2,29	2,13	0,00	1,71	0,31	0,97	0,00	0,97	0,13
PHE	4,30	0,08	4,38	5,20	0,09	5,29	5,41	0,08	5,48	4,97	0,08	4,04	0,59	2,53	0,01	2,54	0,21
ANT	0,15	0,01	0,16	0,27	0,01	0,28	0,27	0,01	0,29	0,23	0,01	0,19	0,07	0,06	0,00	0,07	0,04
FLH	0,64	0,24	0,88	0,84	0,22	1,05	0,88	0,21	1,08	0,79	0,22	0,80	0,11	0,52	0,03	0,55	0,14
PYR	0,64	0,35	0,99	0,89	0,32	1,21	0,93	0,32	1,25	0,82	0,33	0,92	0,14	0,35	0,03	0,38	0,04
BaA	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,06	0,06	0,00	0,04	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
CHY	0,03	0,11	0,14	0,01	0,13	0,13	0,01	0,16	0,16	0,02	0,13	0,12	0,02	0,03	0,04	0,07	0,01
BbF	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00
BkF	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
BaP	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	0,01
Σ 15	9,48	0,86	10,34	12,97	0,84	13,81	12,79	0,93	13,72	11,75	0,87	10,10	1,98	5,43	0,23	5,66	0,50

Période hivernale	14/01/15 au 28/01/15			28/01/15 au 11/02/15			11/02/15 au 26/02/15			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	1,54	0,00	1,55	0,51	0,00	0,52	1,25	0,00	1,25	1,10	0,00	1,10	0,53	0,25	0,00	0,25	0,07
ACE	0,91	0,00	0,91	0,59	0,00	0,59	0,87	0,00	0,87	0,79	0,00	0,79	0,18	0,28	0,00	0,28	0,03
FLU	1,84	0,01	1,85	1,24	0,01	1,25	1,76	0,01	1,77	1,62	0,01	1,62	0,33	0,81	0,00	0,81	0,05
PHE	11,60	0,09	11,69	3,82	0,09	3,91	5,02	0,12	5,15	6,81	0,10	6,91	4,18	2,73	0,04	2,77	0,49
ANT	0,16	0,01	0,17	0,12	0,01	0,13	0,27	0,01	0,28	0,19	0,01	0,20	0,08	0,06	0,00	0,06	0,02
FLH	1,03	0,18	1,21	0,78	0,20	0,97	1,01	0,23	1,24	0,94	0,20	1,14	0,14	0,64	0,07	0,71	0,09
PYR	0,96	0,24	1,20	0,69	0,25	0,94	1,03	0,33	1,35	0,89	0,27	1,16	0,21	0,44	0,07	0,51	0,10
BaA	0,00	0,08	0,08	0,00	0,06	0,06	0,01	0,08	0,09	0,00	0,07	0,08	0,02	0,00	0,03	0,03	0,01
CHY	0,02	0,19	0,20	0,01	0,14	0,15	0,03	0,19	0,22	0,02	0,18	0,19	0,04	0,04	0,09	0,13	0,02
BbF	0,00	0,03	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,03	0,04	0,00	0,00	0,05	0,05	0,02
BkF	0,00	0,05	0,05	0,00	0,03	0,03	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,04	0,01	0,00	0,02	0,02	0,01
BaP	0,00	0,05	0,06	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,05	0,01	0,00	0,03	0,03	0,01
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,01	0,06	0,07	0,00	0,05	0,05	0,01	0,05	0,05	0,00	0,05	0,06	0,01	0,00	0,05	0,05	0,01
Σ 15	18,08	1,00	19,08	7,77	0,90	8,66	11,25	1,15	12,40	12,36	1,01	13,38	5,28	5,25	0,45	5,70	0,85

PBDE : Problème de détection au niveau de l'appareil GC-MS/MS (probable sous-estimation des résultats)

Période automnale	22/09/14 au 08/10/14			08/10/14 au 22/10/14			22/10/14 au 05/11/14			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,001	0,016	0,017	0,001	0,020	0,022	0,005	0,026	0,031	0,002	0,021	0,023	0,007	0,004	0,015	0,019	0,003
Σ 8	0,002	0,016	0,018	0,002	0,021	0,023	0,005	0,027	0,032	0,003	0,021	0,024	0,007	0,005	0,015	0,020	0,004

Période hivernale	14/01/15 au 28/01/15			28/01/15 au 11/02/15			11/02/15 au 26/02/15			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,004	0,009	0,013	0,001	0,010	0,011	0,001	0,007	0,008	0,002	0,009	0,011	0,003	0,003	0,007	0,010	0,002
Σ 8	0,004	0,010	0,014	0,001	0,010	0,011	0,001	0,008	0,008	0,002	0,009	0,011	0,003	0,003	0,007	0,010	0,002

PCB :

Période automnale	22/09/14 au 08/10/14			08/10/14 au 22/10/14			22/10/14 au 05/11/14			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,024	0,000	0,024	0,037	0,000	0,037	0,041	0,000	0,041	0,034	0,000	0,034	0,009	0,022	0,000	0,022	0,014
HCB	0,088	0,000	0,088	0,092	0,000	0,092	0,107	0,003	0,111	0,096	0,001	0,097	0,012	0,075	0,000	0,075	0,049
PCB 28	0,016	0,000	0,016	0,013	0,000	0,013	0,010	0,000	0,010	0,013	0,000	0,013	0,003	0,012	0,000	0,012	0,009
PCB 52	0,045	0,004	0,050	0,034	0,006	0,040	0,032	0,004	0,036	0,037	0,005	0,042	0,007	0,030	0,015	0,045	0,026
PCB 101	0,033	0,003	0,035	0,025	0,003	0,028	0,024	0,001	0,025	0,027	0,002	0,029	0,005	0,023	0,005	0,028	0,021
PCB 77	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 110	0,020	0,001	0,022	0,016	0,001	0,017	0,012	0,000	0,012	0,016	0,001	0,017	0,005	0,015	0,004	0,019	0,013
PCB 81	0,002	0,000	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001
PCB 123	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 118	0,009	0,000	0,009	0,008	0,000	0,008	0,005	0,000	0,005	0,007	0,000	0,007	0,002	0,006	0,004	0,009	0,004
PCB 114	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,008	0,000	0,008	0,008	0,000	0,008	0,008	0,000	0,008	0,008	0,000	0,008	0,000	0,007	0,002	0,009	0,005
PCB 105	0,003	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,001	0,000	0,001	0,002	0,000	0,002	0,001	0,002	0,000	0,002	0,002
PCB 138	0,004	0,000	0,004	0,004	0,000	0,004	0,003	0,000	0,003	0,004	0,000	0,003	0,001	0,004	0,000	0,004	0,003
PCB 126	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,001	0,000	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,002
PCB169	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	0,143	0,001	0,143	0,113	0,003	0,116	0,099	0,000	0,099	0,118	0,001	0,119	0,022	0,102	0,029	0,132	0,086
Σ 7 PCB i	0,116	0,000	0,117	0,092	0,003	0,095	0,084	0,000	0,084	0,097	0,001	0,098	0,017	0,084	0,025	0,109	0,070
Σ PCB-DL	0,014	0,000	0,014	0,012	0,000	0,012	0,009	0,000	0,009	0,012	0,000	0,012	0,003	0,009	0,004	0,014	0,008

Période hivernale	14/01/15 au 28/01/15			28/01/15 au 11/02/15			11/02/15 au 26/02/15			BP Est				Paris			
	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Φ gaz	Φ part	Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,037	0,000	0,037	0,027	0,000	0,026	0,033	0,000	0,033	0,032	0,000	0,032	0,005	0,020	0,000	0,020	0,004
HCB	0,069	0,000	0,069	0,057	0,000	0,056	0,064	0,000	0,065	0,063	0,000	0,063	0,006	0,064	0,000	0,064	0,002
PCB 28	0,006	0,000	0,006	0,006	0,000	0,006	0,006	0,000	0,006	0,006	0,000	0,006	0,000	0,007	0,001	0,008	0,001
PCB 52	0,024	0,003	0,026	0,021	0,002	0,023	0,011	0,001	0,012	0,019	0,002	0,021	0,008	0,024	0,006	0,030	0,003
PCB 101	0,014	0,002	0,016	0,014	0,001	0,016	0,008	0,000	0,008	0,012	0,001	0,013	0,005	0,019	0,003	0,022	0,006
PCB 77	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 110	0,007	0,000	0,008	0,009	0,000	0,009	0,005	0,000	0,005	0,007	0,000	0,007	0,002	0,012	0,000	0,012	0,005
PCB 81	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB 123	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 118	0,003	0,001	0,004	0,004	0,000	0,004	0,003	0,000	0,003	0,003	0,000	0,004	0,001	0,004	0,001	0,004	0,001
PCB 114	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 153	0,003	0,001	0,004	0,005	0,000	0,005	0,003	0,000	0,003	0,004	0,000	0,004	0,001	0,004	0,001	0,004	0,001
PCB 105	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB 138	0,001	0,001	0,002	0,003	0,000	0,003	0,001	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,001	0,002	0,000	0,002	0,000
PCB 126	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 167	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 156	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 157	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 180	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,004	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,000
PCB169	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PCB 189	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Σ 18	0,059	0,008	0,067	0,068	0,002	0,070	0,039	0,000	0,039	0,055	0,003	0,059	0,017	0,074	0,012	0,086	0,017
Σ 7 PCB i	0,051	0,007	0,058	0,057	0,003	0,060	0,032	0,001	0,033	0,047	0,004	0,050	0,015	0,060	0,012	0,071	0,011
Σ PCB-DL	0,004	0,001	0,006	0,006	0,000	0,006	0,004	0,000	0,004	0,005	0,000	0,005	0,001	0,006	0,000	0,006	0,001

Annexe R: Tableau des résultats de la zone industrielle de Limay Porcheville pour la matrice air

Phtalates :

Période hivernale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,21	0,02	0,22	0,08	0,26	0,02	0,28	0,13	0,17	0,02	0,19	0,08	0,47	0,01	0,49	0,22	0,01	0,00	0,02	0,01
DEP	1,56	0,26	1,82	0,23	2,09	0,24	2,33	0,94	1,67	0,31	1,98	0,78	3,18	0,12	3,29	0,47	0,12	0,02	0,14	0,02
DiBP	9,81	0,32	10,13	2,95	4,32	0,52	4,84	0,78	5,63	0,75	6,38	2,96	5,94	0,40	6,34	0,69	0,28	0,17	0,46	0,01
DnBP	1,47	0,05	1,51	0,57	2,36	0,13	2,49	0,89	2,90	0,14	3,04	1,34	2,14	0,04	2,18	0,26	0,05	0,04	0,09	0,01
BBP	0,23	0,05	0,28	0,14	0,28	0,06	0,35	0,11	0,40	0,06	0,46	0,28	0,24	0,05	0,29	0,03	0,03	0,01	0,04	0,01
DEHP	14,36	2,51	16,87	1,34	14,28	2,55	16,82	5,55	21,96	2,84	24,80	2,58	12,92	1,44	14,36	2,05	1,09	1,47	2,56	0,19
DnOP	0,05	0,05	0,10	0,07	0,04	0,02	0,07	0,02	0,06	0,04	0,10	0,03	0,01	0,02	0,03	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
DiNP	0,56	0,24	0,80	0,33	0,38	0,35	0,73	0,22	0,50	0,38	0,87	0,33	0,61	0,64	1,25	0,47	0,05	0,14	0,19	0,03
Σ 8	28,25	3,49	31,74	2,28	24,01	3,91	27,92	5,19	33,28	4,54	37,82	3,86	25,52	2,71	28,22	1,74	1,64	1,87	3,51	0,23

Période estivale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
DMP	0,36	0,02	0,37	0,01	0,18	0,01	0,19	0,03	0,23	0,01	0,24	0,02	0,76	0,07	0,83	0,10	0,06	0,01	0,06	0,01
DEP	3,90	0,41	4,31	0,80	2,35	0,43	2,79	0,47	2,48	0,49	2,97	0,08	7,17	0,41	7,57	0,79	0,10	0,03	0,13	0,03
DiBP	9,46	0,79	10,25	2,06	5,03	0,92	5,95	2,25	6,80	0,81	7,61	2,85	9,00	1,02	10,02	0,94	0,44	0,32	0,76	0,05
DnBP	1,64	0,10	1,74	0,23	2,17	0,14	2,30	1,01	2,34	0,09	2,43	1,03	2,94	0,22	3,15	0,46	0,20	0,19	0,39	0,22
BBP	0,14	0,03	0,17	0,04	0,29	0,03	0,32	0,05	0,11	0,04	0,15	0,03	0,17	0,03	0,20	0,08	0,02	0,04	0,06	0,01
DEHP	30,70	5,22	35,92	4,41	31,78	5,19	36,97	6,69	37,14	5,91	43,05	6,30	17,95	0,97	18,92	1,27	1,23	1,91	3,14	0,16
DnOP	0,53	0,06	0,60	0,16	0,30	0,02	0,32	0,04	0,27	0,07	0,34	0,06	0,10	0,04	0,15	0,07	0,00	0,17	0,17	0,03
DiNP	2,09	0,37	2,46	1,57	0,36	0,38	0,75	0,12	0,25	0,40	0,65	0,16	0,77	0,43	1,20	0,41	0,02	0,42	0,44	0,11
Σ 8	48,82	7,00	55,82	2,59	42,46	7,12	49,59	3,61	49,61	7,83	57,44	4,23	37,76	3,19	40,95	1,61	2,07	3,08	5,15	0,53

HAP :

Période hivernale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
ACY	0,11	0,00	0,11	0,03	0,26	0,00	0,26	0,20	0,29	0,00	0,29	0,20	0,16	0,00	0,16	0,14	0,15	0,00	0,15	0,04
ACE	0,33	0,01	0,34	0,22	0,37	0,01	0,37	0,23	0,88	0,01	0,89	0,43	0,45	0,02	0,47	0,19	1,06	0,00	1,06	0,13
FLU	0,68	0,00	0,68	0,20	0,73	0,00	0,73	0,42	1,32	0,00	1,32	0,64	0,92	0,01	0,92	0,30	1,87	0,00	1,88	0,50
PHE	2,50	0,02	2,52	0,82	2,92	0,02	2,94	1,72	3,96	0,03	3,99	2,07	2,71	0,03	2,74	0,65	2,05	0,02	2,08	0,02
ANT	0,03	0,00	0,03	0,01	0,06	0,00	0,06	0,03	0,06	0,00	0,06	0,01	0,05	0,00	0,05	0,02	0,06	0,00	0,07	0,02
FLH	0,36	0,03	0,39	0,14	0,40	0,02	0,41	0,32	0,56	0,04	0,60	0,31	0,45	0,04	0,48	0,14	0,61	0,05	0,65	0,15
PYR	0,28	0,04	0,32	0,20	0,31	0,03	0,34	0,22	0,47	0,05	0,52	0,41	0,32	0,04	0,36	0,10	0,68	0,04	0,72	0,09
BaA	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,04	0,04	0,05	0,02	0,07	0,06	0,01	0,01	0,02	0,01	0,05	0,02	0,06	0,01
CHY	0,27	0,05	0,31	0,29	0,24	0,03	0,27	0,08	0,65	0,07	0,72	1,02	0,08	0,05	0,13	0,03	0,18	0,06	0,25	0,02
BbF	0,00	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,03	0,04	0,03	0,05	0,08	0,08	0,00	0,02	0,03	0,02	0,01	0,07	0,08	0,02
BkF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00
BaP	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,03	0,03	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03	0,00
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,04	0,04	0,03	0,00	0,03	0,03	0,05	0,00	0,08	0,08	0,06	0,00	0,02	0,02	0,02	0,00	0,08	0,09	0,01
Σ 15	4,58	0,23	4,81	1,20	5,32	0,18	5,50	3,16	8,26	0,39	8,65	5,13	5,14	0,26	5,39	1,38	6,73	0,40	7,14	0,63

Période estivale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m ³)	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
ACY	0,05	0,00	0,05	0,02	0,14	0,00	0,14	0,13	0,08	0,00	0,08	0,04	0,08	0,00	0,08	0,01	0,06	0,00	0,06	0,02
ACE	0,42	0,00	0,42	0,12	0,94	0,00	0,94	0,55	0,86	0,00	0,87	0,15	0,60	0,01	0,61	0,20	2,29	0,00	2,29	1,02
FLU	0,62	0,00	0,62	0,16	1,18	0,00	1,18	0,56	1,01	0,00	1,01	0,17	0,86	0,00	0,86	0,17	2,03	0,00	2,03	0,82
PHE	1,22	0,01	1,22	0,44	2,77	0,02	2,79	1,22	1,97	0,01	1,97	0,08	2,14	0,01	2,15	0,56	2,74	0,01	2,75	0,70
ANT	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,01	0,04	0,00	0,04	0,02	0,07	0,00	0,07	0,01
FLH	0,20	0,01	0,20	0,07	0,33	0,01	0,34	0,18	0,26	0,01	0,26	0,06	0,31	0,01	0,32	0,03	0,73	0,01	0,74	0,23
PYR	0,09	0,00	0,09	0,05	0,24	0,00	0,24	0,14	0,14	0,00	0,14	0,05	0,20	0,01	0,20	0,07	0,40	0,01	0,41	0,10
BaA	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
CHY	0,04	0,01	0,05	0,04	0,35	0,01	0,36	0,40	0,06	0,01	0,06	0,04	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,03	0,00
BbF	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BkF	0,01	0,00	0,01	0,01	0,03	0,00	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BaP	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
In(c,d)P	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Di(a,h)Ant	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
B(g,h,i)Pe	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 15	2,69	0,04	2,73	0,90	6,03	0,05	6,09	3,29	4,39	0,04	4,44	0,37	4,24	0,05	4,29	1,00	8,33	0,06	8,39	2,82

PBDE :

Période hivernale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,002	0,000	0,002	0,001	0,002	0,000	0,002	0,001	0,003	0,000	0,004	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,019	0,027	0,046	0,002	0,019	0,027	0,045	0,004	0,018	0,028	0,046	0,004	0,012	0,018	0,030	0,003	0,005	0,007	0,012	0,001
Σ 8	0,022	0,028	0,050	0,002	0,022	0,027	0,049	0,005	0,022	0,029	0,052	0,005	0,013	0,019	0,033	0,003	0,006	0,008	0,013	0,001

Période estivale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
BDE 28	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 47	0,004	0,000	0,004	0,001	0,007	0,000	0,007	0,004	0,004	0,000	0,004	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 99	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 100	0,002	0,000	0,002	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 154	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 153	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE183	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
BDE 209	0,020	0,030	0,050	0,004	0,020	0,032	0,052	0,006	0,020	0,032	0,053	0,003	0,016	0,024	0,040	0,001	0,008	0,010	0,018	0,002
Σ 8	0,027	0,031	0,057	0,003	0,028	0,033	0,061	0,002	0,026	0,033	0,059	0,004	0,017	0,024	0,041	0,001	0,008	0,010	0,019	0,002

PCB :

Période hivernale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
Concentrations (ng/m ³)	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P
PeCB	0,02	0,00	0,02	0,01	0,03	0,00	0,03	0,03	0,03	0,00	0,03	0,01	0,03	0,00	0,03	0,01	0,05	0,00	0,05	0,01
HCB	0,05	0,00	0,05	0,02	0,05	0,00	0,05	0,04	0,07	0,00	0,07	0,01	0,08	0,00	0,08	0,01	0,13	0,00	0,13	0,00
PCB 28	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 52	0,03	0,01	0,04	0,01	0,03	0,01	0,04	0,00	0,02	0,02	0,04	0,01	0,05	0,01	0,07	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 101	0,01	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,01	0,04	0,01	0,04	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
PCB 77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 110	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,08	0,02	0,11	0,02	0,09	0,02	0,11	0,02	0,10	0,04	0,14	0,05	0,16	0,02	0,18	0,03	0,02	0,01	0,03	0,01
Σ 7 PCB i	0,08	0,02	0,10	0,02	0,08	0,02	0,10	0,02	0,10	0,04	0,14	0,04	0,13	0,02	0,15	0,03	0,02	0,01	0,02	0,00
Σ PCB-DL	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,01	0,03	0,00	0,03	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

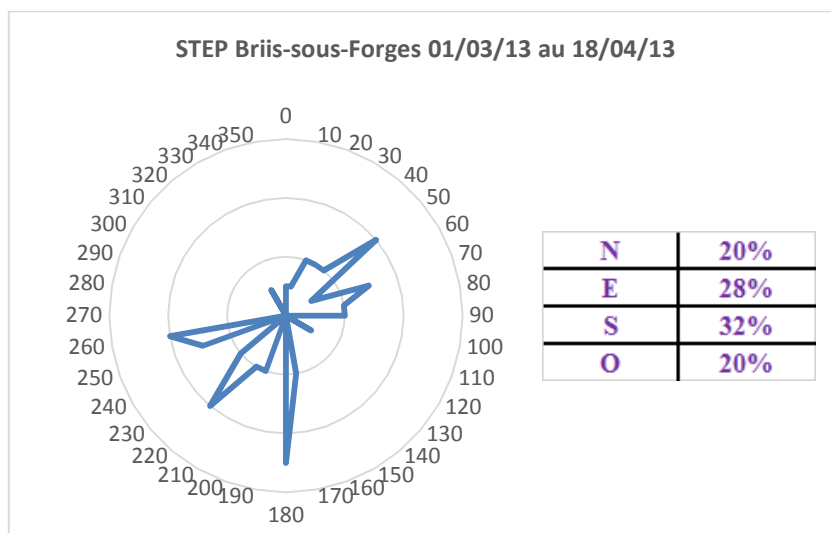
Période estivale	Penitencier				Piscine				Gymnase				Paris				Boissy			
	Concentrations (ng/m ³)	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P	Incertitude Total G+P	Moy Φ gaz	Moy Φ part	Moyenne Total G+P
PeCB	0,03	0,00	0,03	0,02	0,04	0,00	0,04	0,02	0,03	0,00	0,03	0,01	0,03	0,00	0,03	0,01	0,04	0,00	0,04	0,01
HCB	0,06	0,00	0,06	0,02	0,12	0,00	0,12	0,06	0,08	0,00	0,08	0,02	0,08	0,00	0,09	0,01	0,24	0,00	0,24	0,05
PCB 28	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00
PCB 52	0,04	0,01	0,05	0,01	0,06	0,03	0,09	0,06	0,06	0,01	0,07	0,02	0,07	0,02	0,09	0,03	0,02	0,00	0,03	0,00
PCB 101	0,02	0,00	0,02	0,00	0,03	0,01	0,04	0,03	0,03	0,01	0,03	0,01	0,05	0,01	0,06	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00
PCB 77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 110	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,03	0,01	0,04	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00
PCB 81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 123	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 118	0,02	0,00	0,02	0,01	0,05	0,00	0,05	0,03	0,03	0,00	0,03	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
PCB 114	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 153	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 105	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 138	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 126	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 167	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 156	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 157	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 180	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB169	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCB 189	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Σ 18	0,10	0,02	0,12	0,02	0,18	0,05	0,23	0,15	0,19	0,04	0,23	0,08	0,20	0,06	0,25	0,06	0,08	0,01	0,09	0,01
Σ 7 PCB i	0,09	0,02	0,11	0,02	0,16	0,05	0,21	0,14	0,17	0,04	0,21	0,07	0,16	0,05	0,21	0,05	0,06	0,01	0,07	0,01
Σ PCB-DL	0,02	0,00	0,02	0,01	0,05	0,00	0,05	0,04	0,04	0,00	0,04	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00

Annexe S: Radars météo des différents sites d'étude

Station d'épuration de Briis-sous-Forges :

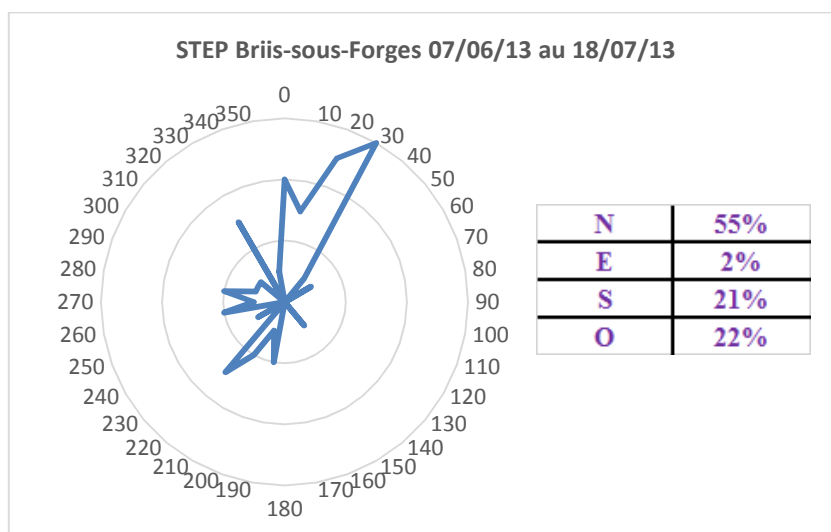
✓ Période hivernale 2013

- ➔ Nombre de jours : 48
- ➔ Humidité moyenne (%) : 76,8
- ➔ Température moyenne (°C) : 7,0
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,9/ 11,1



✓ Période estivale 2013

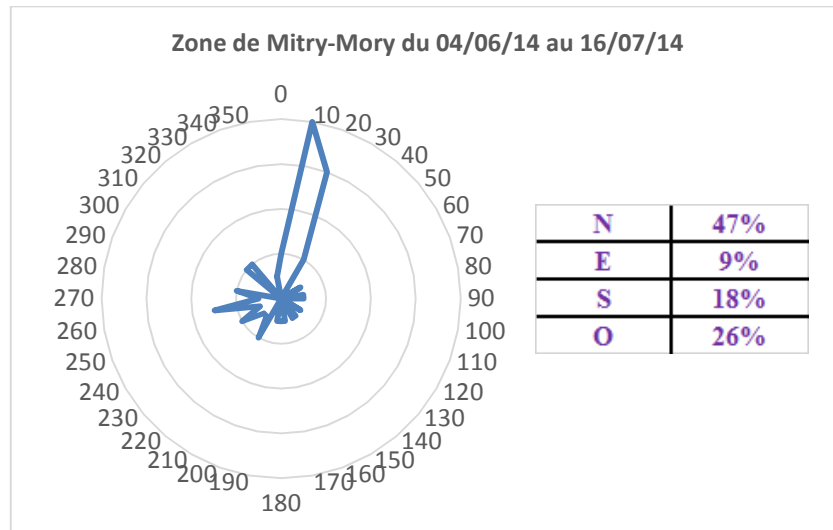
- ➔ Nombre de jours : 41
- ➔ Humidité moyenne (%) : 76,2
- ➔ Température moyenne (°C) : 18,7
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,3/ 9,7



Station de tri et de stockage des déchets dangereux de Mitry-Mory :

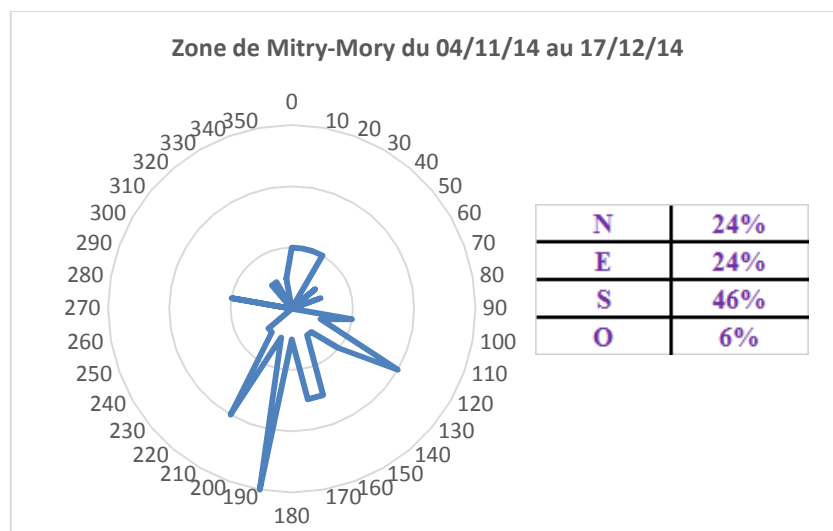
✓ Période estivale 2014

- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 70,2
- ➔ Température moyenne (°C) : 17,8
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 6,8/ 11,7



✓ Période hivernale 2014

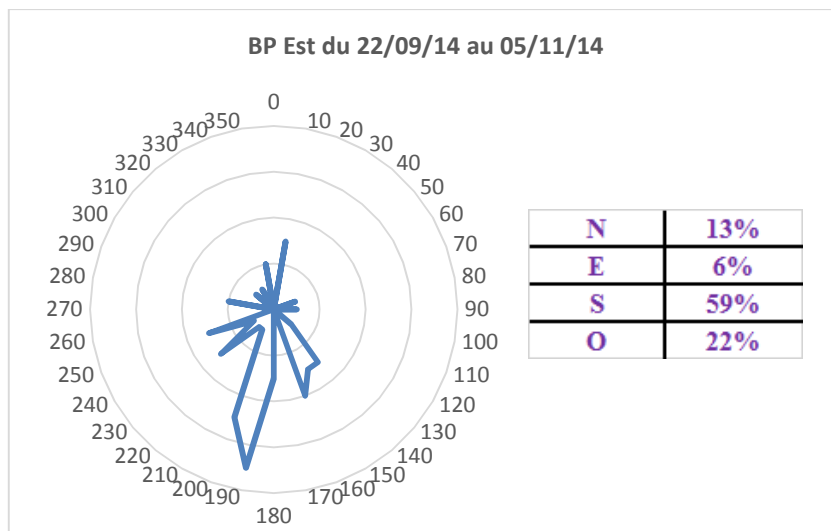
- ➔ Nombre de jours : 43
- ➔ Humidité moyenne (%) : 89,0
- ➔ Température moyenne (°C) : 7,4
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 6,8/ 11,7



Axe de trafic routier BP Est:

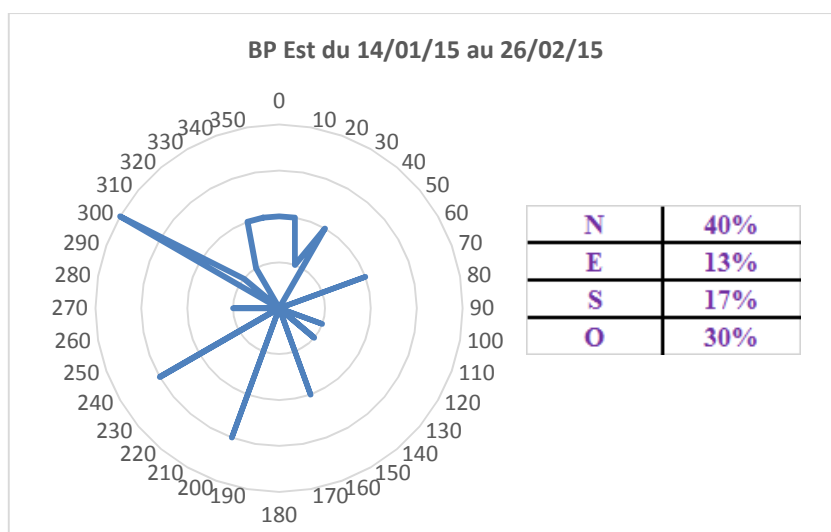
✓ Période automnale 2014

- ➔ Nombre de jours : 44
- ➔ Humidité moyenne (%) : 79,8
- ➔ Température moyenne (°C) : 14,7
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 4,6/ 8,5



✓ Période hivernale 2015

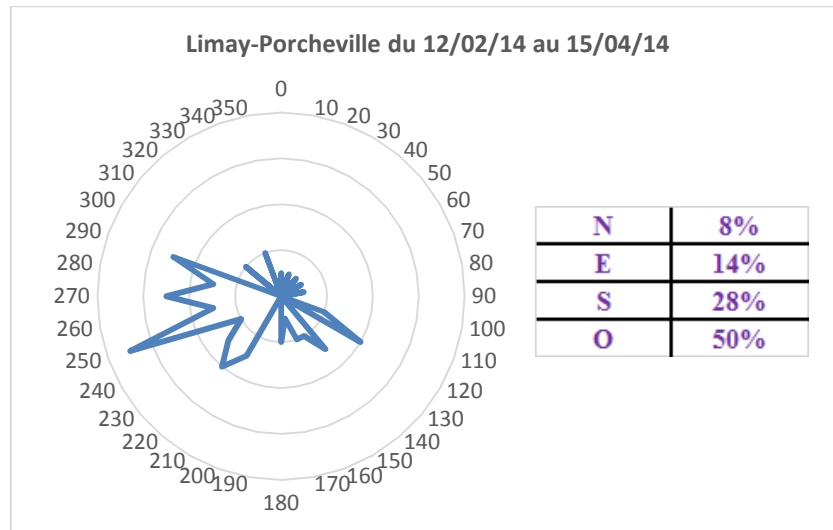
- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 86,8
- ➔ Température moyenne (°C) : 8,1
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 6,1/ 10,7



Zone industrielle de Limay-Porcheville:

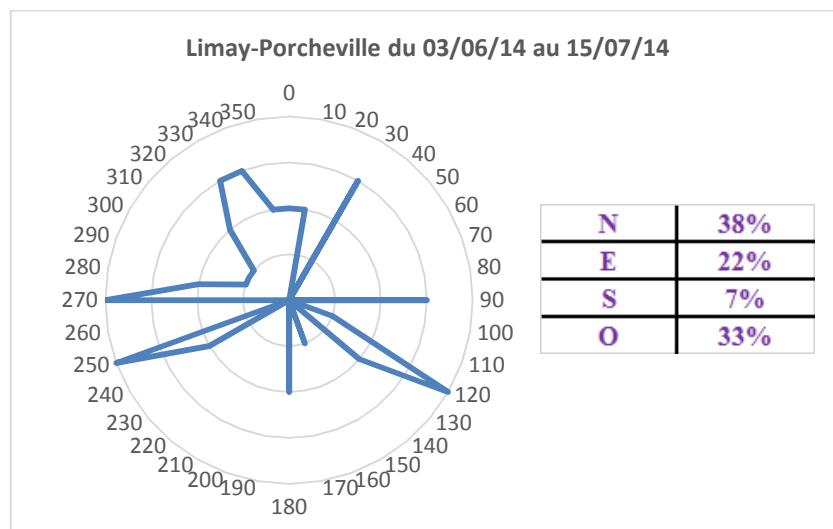
✓ Période hivernale 2014

- ➔ Nombre de jours : 62
- ➔ Humidité moyenne (%) : 76,7
- ➔ Température moyenne (°C) : 8,8
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 6,9/ 12,8



✓ Période estivale 2014

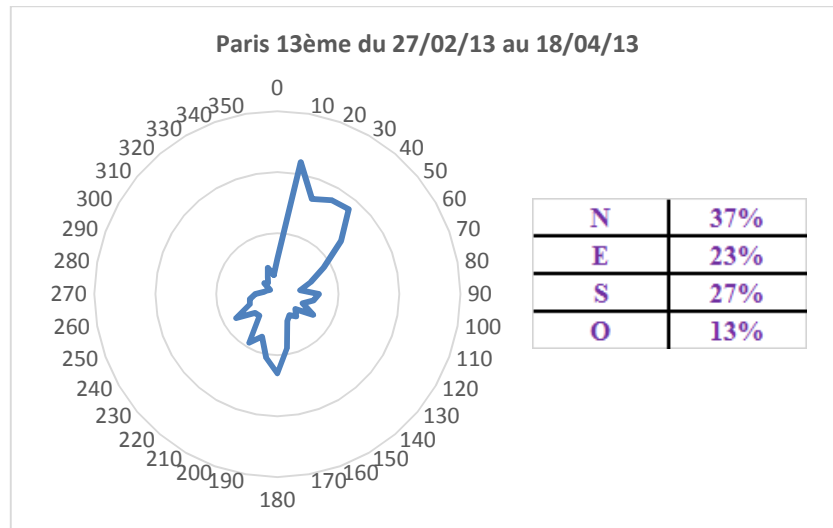
- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 75,7
- ➔ Température moyenne (°C) : 17,0
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 5,7/ 16,4



Site de référence urbain Paris 13ème:

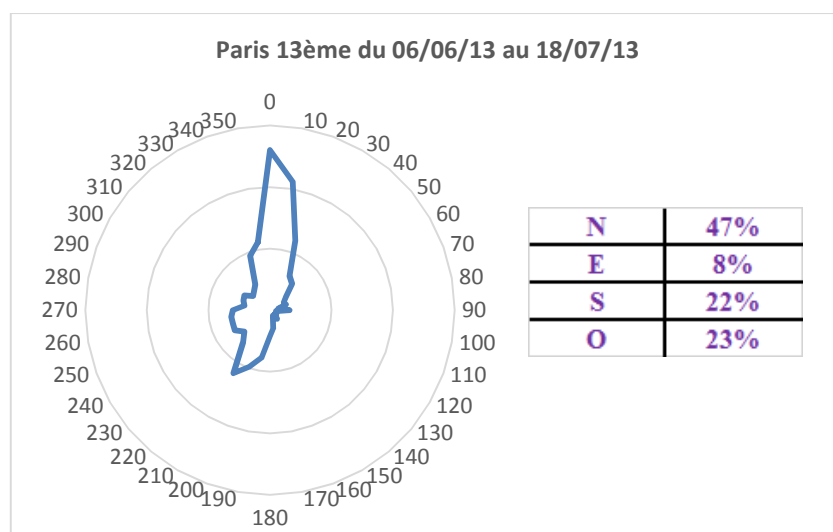
✓ Période hivernale 2013

- Nombre de jours : 50
- Humidité moyenne (%) : 71,4
- Température moyenne (°C) : 7,1
- Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,6/ 9,4



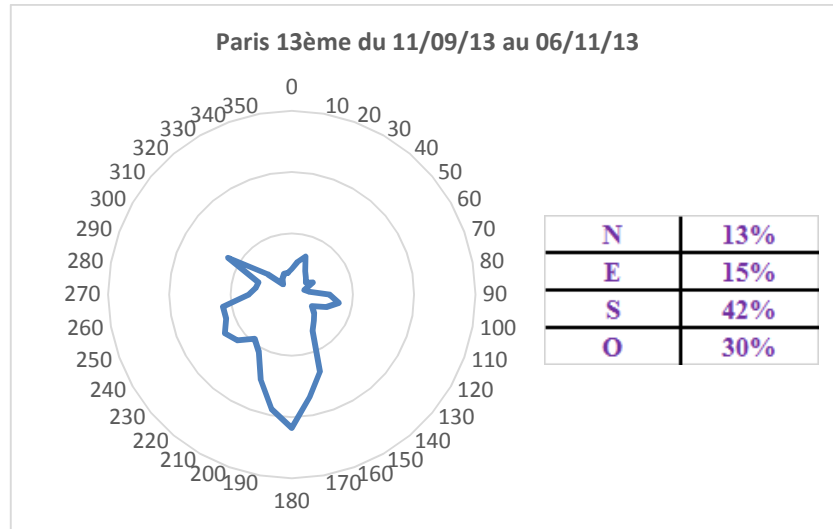
✓ Période estivale 2013

- Nombre de jours : 42
- Humidité moyenne (%) : 68,6
- Température moyenne (°C) : 19,3
- Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,3/ 11,0



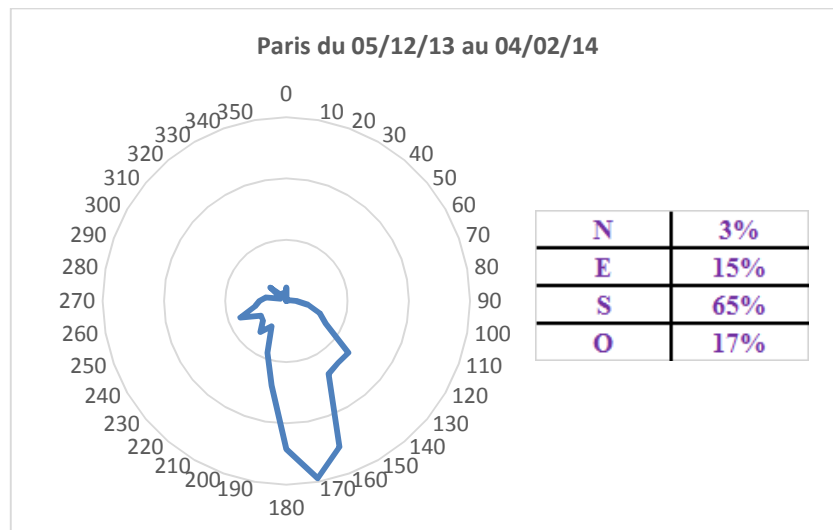
✓ Période automne 2013

- ➔ Nombre de jours : 56
- ➔ Humidité moyenne (%) : 82,7
- ➔ Température moyenne (°C) : 14,7
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,1/ 12,5



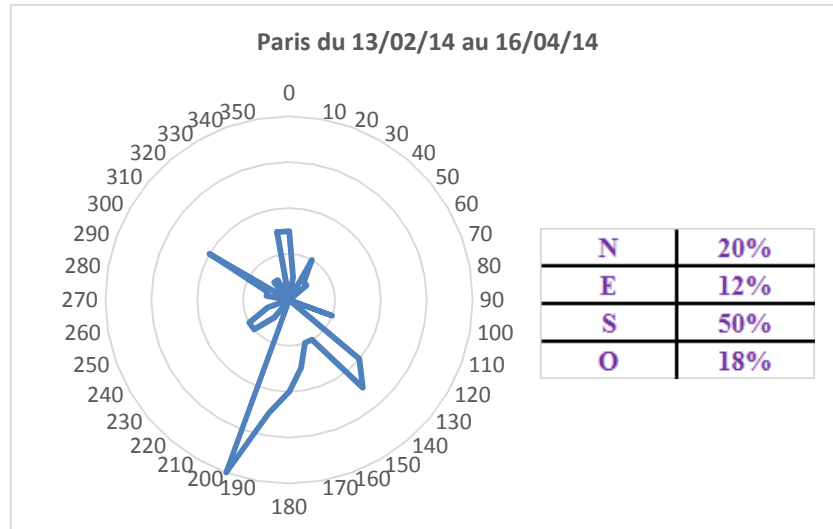
✓ Période hiver 2013- 2014

- ➔ Nombre de jours : 61
- ➔ Humidité moyenne (%) : 83,2
- ➔ Température moyenne (°C) : 6,2
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 2,9/ 7,9



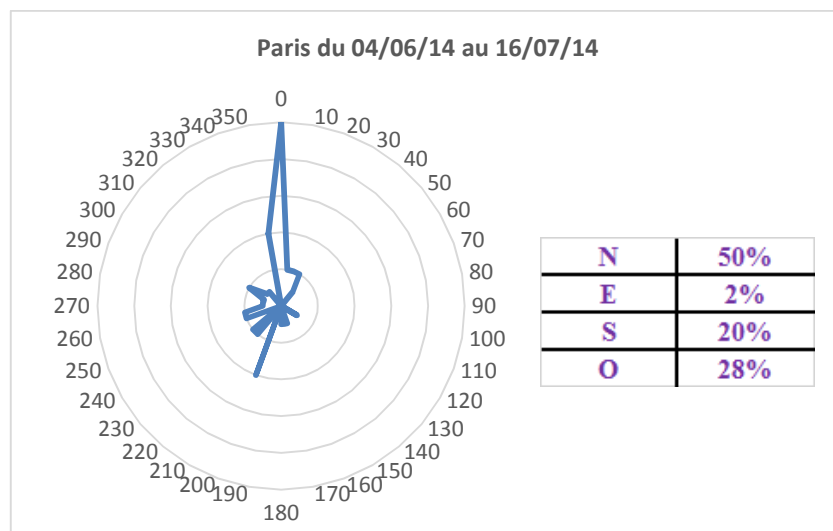
✓ Période printemps 2014

- ➔ Nombre de jours : 62
- ➔ Humidité moyenne (%) : 67,9
- ➔ Température moyenne (°C) : 10,6
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 5,7/ 9,6



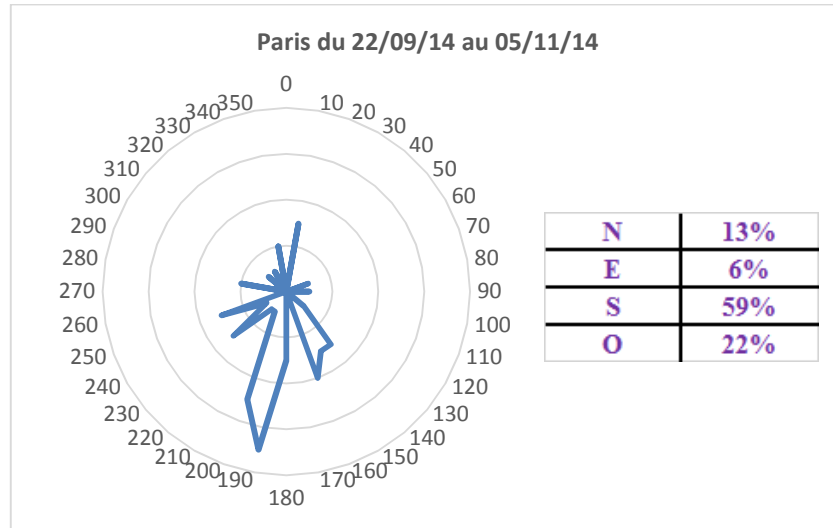
✓ Période été 2014

- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 68,0
- ➔ Température moyenne (°C) : 18,9
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 5,5/ 9,1



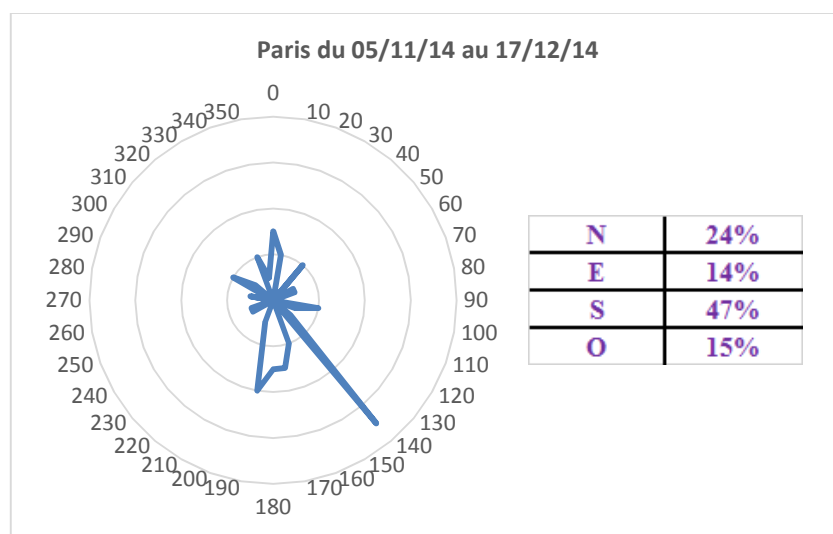
✓ Période automne 2014

- ➔ Nombre de jours : 44
- ➔ Humidité moyenne (%) : 79,8
- ➔ Température moyenne (°C) : 14,7
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 4,6/ 8,5



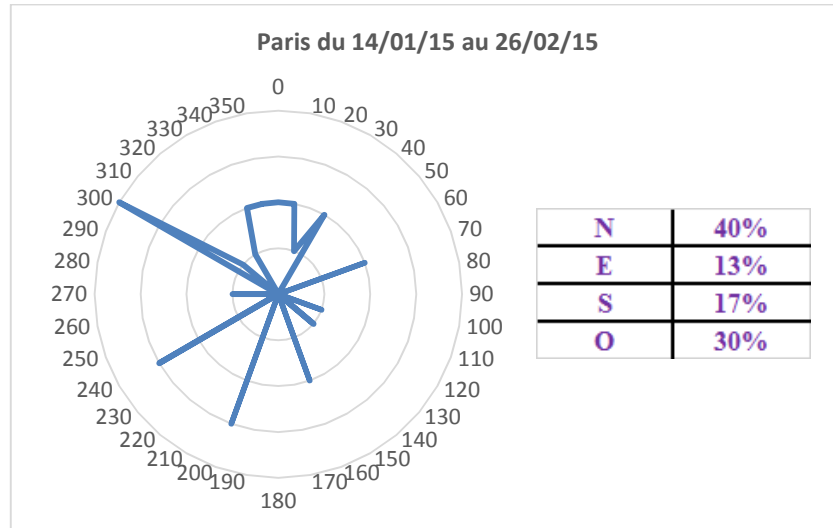
✓ Période hiver 2014

- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 86,8
- ➔ Température moyenne (°C) : 8,1
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 5,0/ 9,1



✓ Période hiver 2015

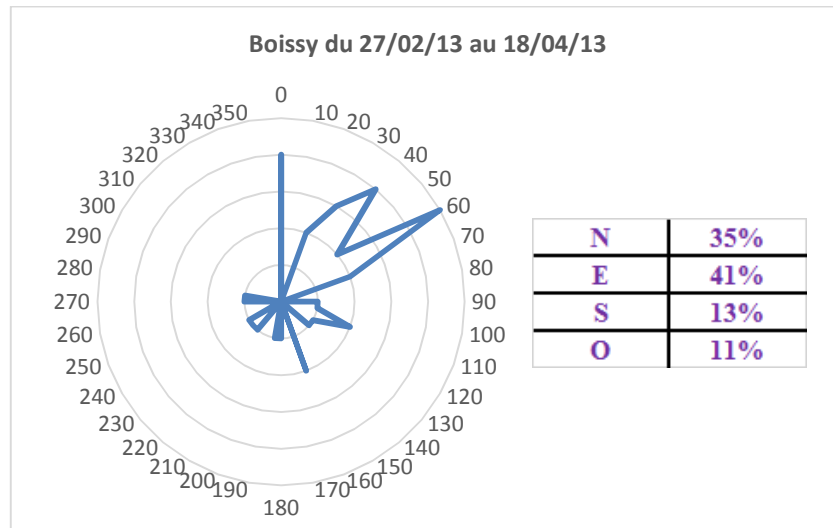
- ➔ Nombre de jours : 43
- ➔ Humidité moyenne (%) : 82,1
- ➔ Température moyenne (°C) : 3,3
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 6,1/ 10,7



Site de référence rural Boissy (données extraites de la *Base de données l'observatoire ORACLE*):

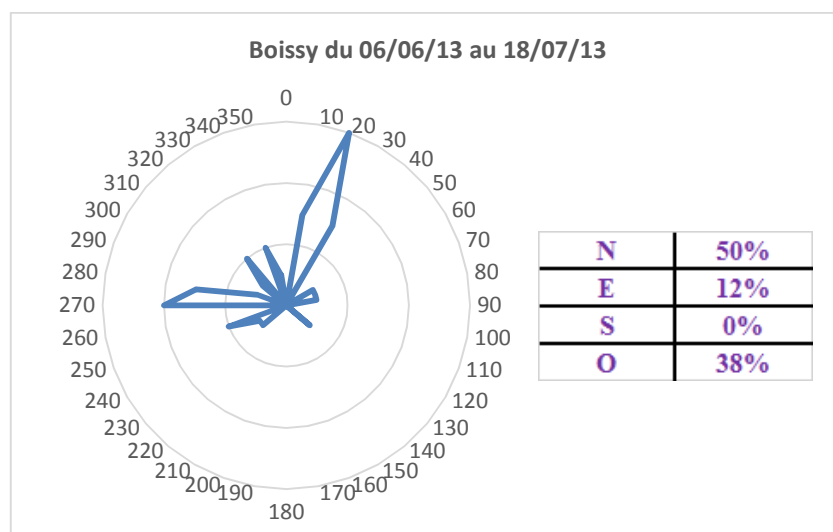
✓ [Période hivernale 2013](#)

- ➔ Nombre de jours : 50
- ➔ Humidité moyenne (%) : 75,5
- ➔ Température moyenne (°C) : 4,9
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,6/ 13,3



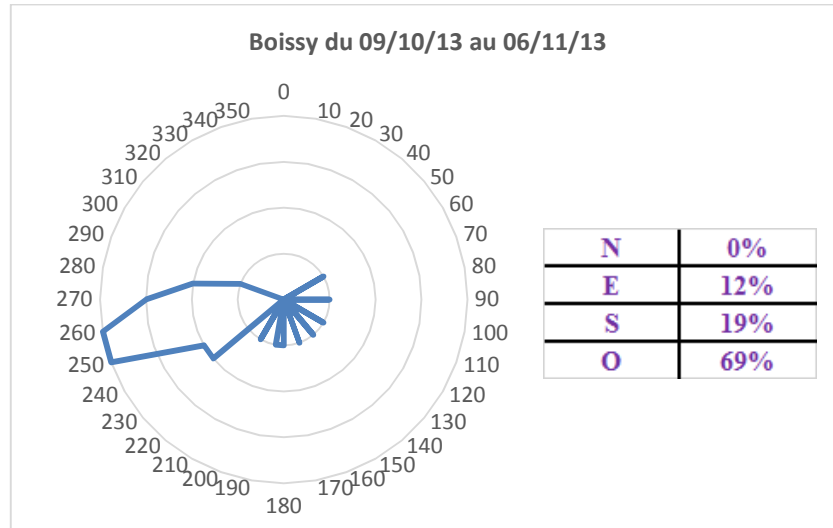
✓ [Période été 2013](#)

- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 76,5
- ➔ Température moyenne (°C) : 16,9
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 2,7/ 9,4



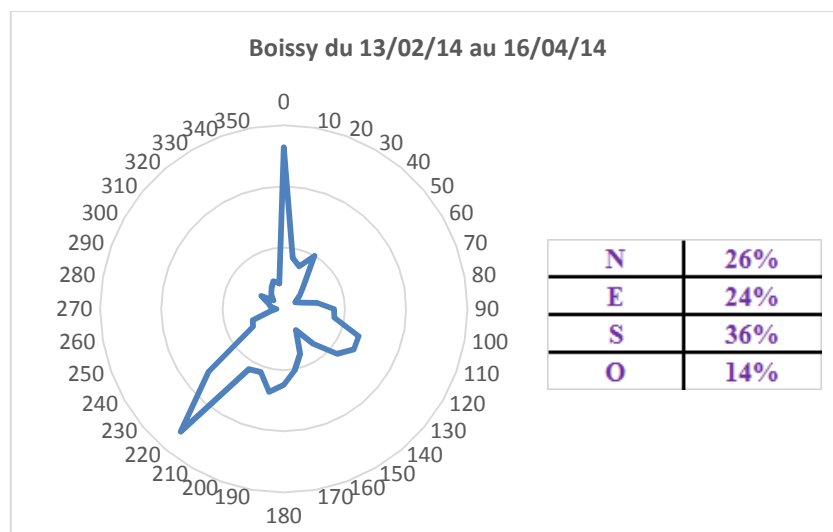
✓ Période automne 2013

- ➔ Nombre de jours : 56
- ➔ Humidité moyenne (%) : 82,4
- ➔ Température moyenne (°C) : 11,7
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 4,4/ 13,8



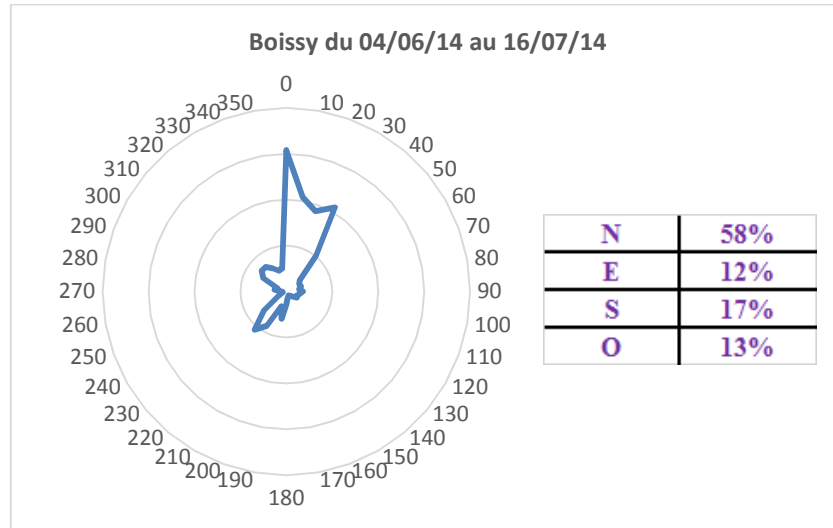
✓ Période printemps 2014

- ➔ Nombre de jours : 62
- ➔ Humidité moyenne (%) : 79,4
- ➔ Température moyenne (°C) : 8,6
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,3/ 14,4



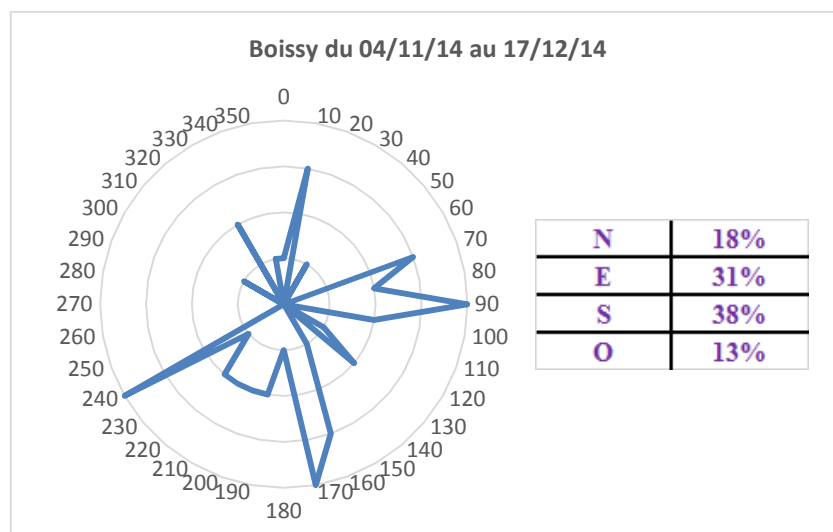
✓ Période été 2014

- ➔ Nombre de jours : 42
- ➔ Humidité moyenne (%) : 77,2
- ➔ Température moyenne (°C) : 17,3
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,1/ 10,2



✓ Période hiver 2014

- ➔ Nombre de jours : 43
- ➔ Humidité moyenne (%) : 96,3
- ➔ Température moyenne (°C) : 6,6
- ➔ Vitesse moyenne/ maximale des vents (m/s) : 3,3/ 13,3



Annexe T: Tableau des résultats pour les feuilles de platanes (bio-indicateurs végétaux)

ng/g	Zone industrielle de Limay-Porcheville					Centre de traitement des déchets de Guitrancourt					
	Porcheville (centrale EDF)	Porcheville (Stade)	Porcheville (Piscine)	Limay (Gare)	Mantes La Ville	Guitrancourt	Issou (grande route)	Issou (Parc)	Issou (tennis)	Gargenville (Axe principal)	Gargenville (cimetière)
∑8 phtalates	3272	7739	8085	3048	7249	6354	9073	2861	5230	6469	12146
∑15 HAP	228,3	384,9	193,6	158,7	269,0	295,8	159,5	428,7	140,3	405,3	484,3
∑8 PBDE	0,15	0,00	0,29	0,80	3,09	0,22	0,06	0,01	0,45	0,00	0,41
∑18 PCB	6,09	0,22	8,46	9,50	28,71	17,90	0,00	0,00	0,00	0,32	13,89
∑7 PCBi	4,92	0,22	7,14	8,51	24,78	15,25	0,00	0,00	0,00	0,32	11,59
∑PCB-DL	0,00	0,00	0,95	1,15	4,02	1,31	0,00	0,00	0,00	0,00	1,34
PeCB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HCB	0,00	0,13	0,00	0,45	0,09	0,61	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ng/g	Zone industrielle de Mitry-Mory				Référence urbaine	
	Mitry/Mory	Villepinte	Dammartin en Goelle	Claye Souilly	Paris porte Dorée	Paris Jardin des plantes
∑8 phtalates	4287	3976	4676	3974	2661	2152
∑15 HAP	150,1	160,6	104,7	215,0	1723	341
∑8 PBDE	0,16	0,33	0,21	0,13	1,36	1,12
∑18 PCB	2,98	7,94	6,86	4,39	23,74	19,25
∑7 PCBi	2,94	6,87	6,10	3,79	19,86	15,64
∑PCB-DL	0,00	0,68	0,27	0,23	3,67	3,87
PeCB	0,08	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07
HCB	0,26	0,00	0,00	0,00	0,30	0,39

Annexe U: Tableau des résultats pour les retombées atmosphériques

ng/L	Mitry-Mory		Limay-Porcheville		Paris						Boissy					
	Eté 2014	Hiver 2014	Printemps 2014	Eté 2014	Printemps 2013	Eté 2013	Hiver 2013	Printemps 2014	Eté 2014	Hiver 2014	Printemps 2013	Eté 2013	Hiver 2013	Printemps 2014	Eté 2014	Hiver 2014
∑ 8 phtalates	983	2149	2184	1519	3614	918	3456	4765	882	3410	1864	492	1645	1651	828	1745
∑ 15 HAP	31	99	45	37	184	54	130	256	63	125	149	76	97	93	68	138
∑ 8 PBDE	9,68	7,06	7,47	7,68	0,35	1,02	0,56	2,16	3,04	0,47	0,10	0,08	0,02	0,02	1,15	0,06
∑ 18 PCB	7,22	8,67	5,27	4,33	2,50	4,93	3,30	0,78	6,78	12,00	2,21	9,01	2,08	3,42	5,90	4,52
∑ 7 PCB i	5,91	6,95	4,18	3,65	1,99	4,59	2,68	0,58	5,46	10,41	1,72	7,64	1,74	2,89	4,51	3,86
∑ PCB- DL	0,81	1,10	0,62	0,32	0,44	1,45	0,81	0,13	1,39	1,36	0,33	2,28	0,33	0,59	1,08	0,53
PeCB	0,11	0,04	0,04	0,11	0,02	0,10	0,02	0,01	0,05	0,00	0,01	0,03	0,01	0,03	0,02	0,00
HCB	0,33	0,10	0,12	0,15	0,07	0,14	0,04	0,03	0,07	0,08	0,03	0,09	0,02	0,07	0,05	0,03
Total	1038	2272	2247	1572	3803	984	3593	5025	962	3559	2017	587	1746	1751	909	1892

Annexe V: Tableau des résultats pour les sols

ng/g	Limay (EPM)	Mantes La Jolie (Ile Aumone)	Porcheville (Piscine)	Porcheville (base de loisirs)	Issou (parc)	Limay (Mocquet)	moyenne	Incertitude
Σ 8 phtalates	201	3205	254	107	170	378	719	1221
Σ 15 HAP	221	5120	998	397	607	765	1351	1867
Σ 8 PBDE	57,1	46,9	5,6	60,9	5,5	61,4	40	27
Σ 18 PCB	4,0	96,1	1,2	13,0	44,1	1853,6	335	745
Σ 7 PCBi	3,9	79,3	1,2	11,1	42,4	1604,0	290	644