

# RAPPORT D'ETUDE

Veille méthodologique et scientifique sur les  
perturbateurs endocriniens



Auteur : Paul Quindroit

Vérificateur : Peggy Desmettres

Diffusion : janvier 2021

---

# Avant-propos

Atmo Hauts-de-France est une association de type « loi 1901 » agréée par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (décret 2007-397 du 22 mai 2007) au même titre que l'ensemble des structures chargées de la surveillance de la qualité de l'air, formant le réseau national ATMO. Ses missions s'exercent dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. Atmo Hauts-de-France est agréé du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 2019, au titre de l'article L.221-3 du Code de l'environnement.

## Conditions de diffusion

Atmo Hauts-de-France communique publiquement sur les informations issues de ses différents travaux et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux. A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur le site [www.atmo-hdf.fr](http://www.atmo-hdf.fr).

## Responsabilités

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Atmo Hauts-de-France. Ces données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure. Les résultats sont analysés selon les objectifs de l'étude, le contexte et le cadre réglementaire des différentes phases de mesures, les financements attribués à l'étude et les connaissances météorologiques disponibles.

## Avertissement

Atmo Hauts-de-France n'est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses ou de toute œuvre utilisant ses mesures et ses rapports d'études pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © **Atmo Hauts-de-France – Rapport N°02/2020/PQu/V1**.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Atmo Hauts-de-France :

- depuis le formulaire de contact disponible à l'adresse <http://www.atmo-hdf.fr/contact.html>
- par mail : [contact@atmo-hdf.fr](mailto:contact@atmo-hdf.fr)
- par téléphone : 03 59 08 37 30

## Réclamations

Les réclamations sur la non-conformité de l'étude doivent être formulées par écrit dans les huit jours de la livraison des résultats. Il appartient au partenaire de fournir toute justification quant à la réalité des vices ou anomalies constatées. Il devra laisser à Atmo Hauts-de-France toute facilité pour procéder à la constatation de ces vices pour y apporter éventuellement remède. En cas de litige, un accord amiable sera privilégié. Dans le cas où une solution n'est pas trouvée la résolution s'effectuera sous l'arbitrage des autorités compétentes.

## Remerciements

Cette veille méthodologique et scientifique a été possible grâce au soutien financier de l'Agence Régionale de Santé Hauts-de-France.

	Nom	Qualité	Visa
<b>Approbation</b>	Nathalie Dufour	Responsable Etudes	

**Version du document : V2 basé sur trame vierge : EN-ETU-20**

**Date d'application : 01/01//2020**

# Sommaire

<b>1. Introduction et contexte</b> .....	<b>5</b>
<b>2. Résultats de la surveillance des perturbateurs endocriniens en Hauts-de-France</b> ....	<b>8</b>
<b>3. Méthodologie</b> .....	<b>10</b>
<b>4. Résultats chiffrés</b> .....	<b>11</b>
1. Résultats globaux par famille et par environnement.....	11
2. Phtalates.....	17
3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	19
4. Polybromodiphényléthers (PBDE) .....	22
<b>5. Résultats globaux</b> .....	<b>25</b>
<b>6. Conclusion et perspectives</b> .....	<b>27</b>
<b>Bibliographie</b> .....	<b>28</b>

# Illustrations

Figure 1 : Exemple de préleveur utilisé pour la mesure des perturbateurs endocriniens.....	8
Figure 2 : Les différentes étapes de la stratégie de recherche bibliographique.....	10
Figure 3 : Pourcentage des publications sur les environnements intérieurs et extérieurs .....	11
Figure 4 : Nombre de publications par substance .....	11
Figure 5 : Nombre de publications par substance et par environnement.....	11
Figure 6 : Comparatif des médianes, maximums et minimums entre la littérature (bleu clair) et les résultats en Hauts-de-France (rouge = air extérieur industriel ; jaune foncé = air extérieur de référence (rural) ; bleu foncé = air extérieur urbain ; orange = air intérieur bureau ; vert = air intérieur école) (Nota bene : échelle logarithmique) .....	13
Figure 7 : Concentrations en phtalates dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique.....	17
Figure 8 : Concentrations en phtalates dans l'air extérieur– Nota bene : échelle logarithmique.....	18
Figure 9 : Concentrations en HAP dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique .....	19
Figure 10 : Concentrations en HAP dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique.....	20
Figure 11 : Evolution des concentrations moyennes annuelles en BaP entre 2008 et 2018 en Hauts-de-France.....	21
Figure 12 : Concentrations en PBDE dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique.....	23
Figure 13 : Concentrations en PBDE dans l'air extérieur – Nota bene : échelle logarithmique.....	24

# Tableaux

Tableau 1 : Familles chimiques PE, sources potentielles et exemples .....	6
Tableau 2 : positionnement des résultats Hauts-de-France par rapport à la bibliographie - Synthèse .....	16

# Abréviations

BaP : benzo(a)pyrène
BPA : bisphénol A
CE : Commission européenne
CGDD : Commissariat général au développement durable
CIRC : Centre international de recherche sur le cancer de l'OMS
COSV : composés organiques semi-volatils
DEHP : diéthylhexylphtalate
EPHE : Ecole Pratique des Hautes Etudes
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCB : hexachlorobenzène
HdF : Hauts-de-France
Inserm : Institut national de la santé et de la recherche médicale
LOD : limite de détection
LOQ : limite de quantification
MeSH : Medical Subject Headings
OMS : Organisation mondiale de la santé
PBDE : polybromodiphényles éthers
PCB : polychlorobiphényles
PCDD : polychlorodibenzo-dioxines
PE : perturbateurs endocriniens
PeCB : pentachlorobenzène
PM10 : particules en suspension de diamètre aérodynamique de moins de 10µm
PVC : polychlorure de vinyle
TBBPA : tétrabromobisphénol A
UMR : Unité Mixte de Recherche

# 1. Introduction et contexte

Les français se sentent concernés par la problématique de la qualité de l'air et son impact sur la santé. 18 % considèrent la pollution de l'air comme leur première inquiétude vis-à-vis de l'environnement, selon un sondage du Commissariat général au développement durable (CGDD 2018). Parmi les thématiques actuellement relayées, celle des perturbateurs endocriniens (PE) fait régulièrement l'objet de débats. Ainsi, les attentes sociétales sont fortes autour des PE, tant du point de vue de l'information sur les niveaux auxquels la population est exposée que sur leurs conséquences sanitaires.

Selon l'Union Européenne, un perturbateur endocrinien (PE) est « une substance qui a des effets indésirables sur la santé humaine, qui agit sur le système hormonal et dont le lien entre les deux est prouvé » (CE 2018). Ces substances peuvent interférer avec le fonctionnement du système endocrinien et induire des effets néfastes sur l'organisme d'un individu ou sur ses descendants (OMS 2002). Les PE peuvent agir de différentes façons (Multigner 2007) :

1. en imitant l'action d'une hormone naturelle ;
2. en se fixant sur les récepteurs des hormones naturelles ;
3. en gênant ou en bloquant le mécanisme de production ou de régulation des hormones ou des récepteurs, modifiant ainsi les concentrations d'hormones présentes dans l'organisme.

Pour la population en général, l'eau et l'alimentation (migration de substances depuis l'emballage, contamination des sols de cultures, résidus hormonaux dans la viande), mais également l'air et les cosmétiques, sont les principales sources d'exposition aux PE (Inserm 2011). L'évaluation de l'exposition aux PE et leur impact sur la santé humaine fait face à plusieurs difficultés méthodologiques, qui contribuent à expliquer l'origine de certaines controverses au sujet des PE :

- les faibles doses : en dehors des expositions à forte concentration, l'exposition aux PE existe à très faibles doses pour la population générale, ce qui rend l'estimation de l'exposition complexe. En revanche, en raison du phénomène de bioaccumulation subi par certaines substances perturbatrices endocriniennes, on peut les retrouver à des taux non négligeables dans l'organisme, et notamment dans les graisses.
- la nature chronique de l'exposition : les PE sont présents dans plusieurs compartiments de l'environnement (air, eau, sol) ; l'organisme est exposé chaque jour durant toute la vie à ces contaminants, par inhalation, ingestion, ou contact. C'est donc un effet à long terme qu'il faut tenter d'évaluer.
- l'effet « cocktail » : il existe une multiplicité de molécules perturbatrices endocriniennes et les effets biologiques de ces substances peuvent interagir entre eux. Une même substance peut avoir des effets multiples voire interdépendants. C'est le cas par exemple des molécules à la fois classées mutagènes et perturbatrices endocriniennes (Inserm 2011).

Le Tableau 1 présente une liste non-exhaustive des familles chimiques PE, ainsi que leurs sources potentielles.

Tableau 1 : Familles chimiques PE, sources potentielles et exemples

Famille chimique	Sources potentielles	Exemples
<b>Phtalates</b>	Plastiques, cosmétiques	Dibutyl phtalate
<b>Alkylphénols</b>	Détergents, plastiques, résines	Nonylphénol
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</b>	Sources de combustion : fumée de cigarette, émission des moteurs diesels, incendies	Benzo(a)pyrène
<b>Polychlorobiphényles</b>	Transformateurs électriques	PCB, Arochlor
<b>Anciens pesticides</b>	Résiduels de stockage, persistance	DDT, lindane, Dieldrine, Chlordane
<b>Autres pesticides</b>	Agriculture, biocides, antiparasitaires humains ou vétérinaires	Atrazine, Ethylène thiourée, Heptachlor, Malathion
<b>Retardateurs de flamme</b>	Mousses pour les mobiliers, tapis, équipements électroniques	Polybromodiphényles éthers (PBDE)
<b>Dérivés phénoliques</b>	Désinfectants, plastiques, cosmétiques	Bisphénols, Parabènes, Halogéno-phénols

De nombreux PE sont également des composés organiques semi-volatils (COSV), pouvant être émis dans l'air ambiant par processus de combustion et/ou par volatilisation à température ambiante. De ce fait, ils peuvent être diffusés via l'atmosphère et ses retombées, à plus ou moins grande échelle dans tous les milieux.

Certains composés, tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou les polychlorodibenzo-dioxines (PCDD), sont involontairement synthétisés et diffusés lors de processus de combustion liés au chauffage, au transport et aux activités industrielles. Cependant, la plupart des matériaux et produits de consommation contiennent également des composés jugés PE. En général, ces derniers ne sont pas chimiquement liés aux matrices et ils peuvent être émis en permanence dans l'air ambiant à l'état gazeux. Par ailleurs, il existe diverses sources d'émission potentielles, gazeuse ou particulaire, au niveau des installations industrielles, des bâtiments et de l'intérieur des locaux. Celles-ci se sont fortement accrues au cours des dernières décennies. Elles résultent par exemple des matériaux et revêtements intérieurs : sols en polychlorure de vinyle (PVC), peintures, revêtements muraux qui constituent des sources d'émission de plastifiants. Ainsi, du diéthylhexylphtalate (DEHP) et du bisphénol A (BPA) peuvent être respectivement émis à l'état gazeux dans l'air à partir de mobiliers en PVC et d'objets usuels en polycarbonates. La plupart des équipements électriques et électroniques, notamment anciens et/ou importés, constituent également des sources de volatilisation de polychlorobiphényles (PCB) et de retardateurs de flammes bromés : polybromodiphényles éthers (PBDE) et tétrabromobisphénol A (TBBPA). De même, les produits détergents, les polystyrènes et certaines résines plastiques peuvent également être à l'origine d'émissions d'alkylphénols, des composants principalement utilisés comme tensio-actifs. D'autres composés PE, tels que le DEHP, les PCB, l'hexachlorobenzène (HCB) et le pentachlorobenzène (PeCB), peuvent être émis dans l'air ambiant à la fois lors de combustions et par volatilisation.

De mai 2016 à mars 2017, 72 PE répartis dans 8 familles de molécules ont été recherchés sur 5 sites de mesures en Hauts-de-France. Les prélèvements ont été effectués durant 6 semaines à chaque saison. Les résultats montrent que les phtalates (plastifiants) sont les composés majoritaires dans l'air extérieur de la région. Ils sont présents dans de nombreux produits de consommation courante et dans les cosmétiques. Ils sont suivis des

HAP en lien avec le chauffage résidentiel tertiaire et le trafic routier. En air intérieur, les phtalates sont également majoritaires. La présence des autres PE est très dépendante des usages (actuels ou passés) liés aux bâtiments et à ses occupants. Le détail de cette étude est présenté en partie 2.

Atmo Hauts-de-France souhaite poursuivre l'étude des PE en région grâce à une veille méthodologique et scientifique permettant de rechercher les principales sources d'émissions et de mieux connaître l'exposition aux PE aussi bien en air intérieur qu'en air ambiant, au regard des usages et des produits. A terme, cette veille doit permettre de nouvelles perspectives d'étude.

## 2. Résultats de la surveillance des perturbateurs endocriniens en Hauts-de-France

Atmo Hauts-de-France a souhaité étendre aux départements du Nord et du Pas-de-Calais, l'état des lieux initié en Picardie en 2015, afin de dresser une première caractérisation de la contamination de l'air extérieur et intérieur par les PE (Atmo HdF 2017). Ces polluants ne sont actuellement pas réglementés dans l'air, à l'exception d'un hydrocarbure aromatique polycyclique, le benzo(a)pyrène dont la teneur sur la phase particulaire (PM10) doit être inférieure à 1 ng/m<sup>3</sup>. Du 9 mai 2016 au 3 mars 2017, 72 PE répartis dans 8 familles de molécules ont été recherchés :

- Plastifiants (7 phtalates et bisphénol A)
- Muscs synthétiques (galaxolide© et tonalide©)
- Tensio-actifs (6 alkylphénols)
- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (16 HAP)
- Pesticides (DEET, cyperméthrine, deltaméthrine et lindane)
- Conservateurs (4 parabènes et triclosan)
- Organochlorés (19 PCB) et chlorobenzènes (HCB et PeCB)
- Retardateurs de flamme (8 PBDE, HBCD et TBBPA)

Les mesures ont été réalisées sur 5 sites des Hauts-de-France :

- 2 sites intérieurs : Lille (59) et Marly (59), respectivement dans des bureaux et au sein d'une école ;
- 3 sites extérieurs : Lille (59), Marly (59) et Campagne-lès-Boulonnais (62), avec des profils de sites : urbain à forte densité de population en proximité trafic, urbain industriel et rural.

Les prélèvements ont été effectués durant 6 semaines à chaque saison.



Figure 1 : Exemple de préleveur utilisé pour la mesure des perturbateurs endocriniens



L'exploitation conjointe des résultats, réalisée avec le laboratoire de l'École Pratique des Hautes Etudes (EPHE) du l'Unité Mixte de Recherche (UMR) Milieux environnementaux, transferts et interactions dans les hydrosystèmes et les sols (METIS) de Paris en charge de l'ensemble des analyses, a permis d'établir les constats ci-dessous. Parmi les 72 molécules recherchées, 70 ont été mesurées. Pour des raisons analytiques, les concentrations en TBBPA et en naphthalène n'ont pas été validées. Toutes les concentrations en B(a)P sont inférieures à la valeur cible de 1 ng/m<sup>3</sup>.

Les niveaux observés en PE en 2016-2017, dans les départements du Nord et du Pas-de-Calais, sont du même ordre de grandeur qu'en 2015 en ex-Picardie (certains composés majoritaires sont cependant retrouvés en quantité plus élevée), avec les mêmes familles de contaminants les plus abondantes : phtalates, muscs synthétiques, HAP et alkylphénols.

En air intérieur, les concentrations mises en évidence sur les 2 sites (« Bureaux » et « Ecole ») sont très dépendantes des usages liés aux bâtiments ou aux occupants, qu'ils soient actuels :

- phtalates, présents dans de nombreux produits de consommation courante, dans des matériaux de construction, d'ameublement et de décoration intérieure ou encore dans les cosmétiques ;
- muscs synthétiques, utilisés dans les savons, parfums, détergents ;
- alkylphénols, présents dans les détergents, plastiques et résines ;
- retardateurs de flamme (PBDE en lien avec les équipements électroniques, dont les ordinateurs) ;
- DEET, répulsif contre les insectes ;

ou qu'il s'agisse d'usages passés, mettant ainsi en évidence la rémanence de certains composés dans le temps, à l'exemple du site « Ecole » (à noter que les concentrations observées restent très faibles) :

- des PCB, de l'HCB (anciens joints et revêtements d'étanchéité) ;
- des HAP (revêtement d'étanchéité bitumeux) ;
- du lindane (suspicion d'un ancien traitement du bois de charpente).

Au cours de cette étude, le site « Bureaux » se démarque, avec des concentrations plus élevées en plastifiants du groupe des phtalates pouvant s'expliquer par des travaux réalisés en période de mesures hivernale (présence importante de deux molécules : le DEP et le DiBP, des composés plus volatils, probablement en lien avec la pose d'un revêtement PVC).

Au regard de la concentration en phtalates, le site « Bureaux » apparaît ainsi plus exposé aux perturbateurs endocriniens que le site « Ecole » (de presque un facteur 2).

Globalement, en air extérieur, les concentrations totales en PE des deux études réalisées en Hauts-de-France sont similaires à celles de l'étude en Ile-de-France. Elles sont très fortement rattachées à la densité urbaine des sites de mesures et/ou au tissu industriel environnant, en comparaison notamment de sites de référence (forestier ou en proximité de zones de cultures agricoles). Ces derniers montrent dans l'ensemble les concentrations les plus faibles, comme attendu au regard de leur éloignement par rapport aux sources urbaines d'émissions potentielles. Ils sont représentatifs du bruit de fond environnemental.

Des différences saisonnières ont été observées pour plusieurs composés : les parabènes et PCB qui présentent des concentrations corrélées avec l'augmentation des températures, le DEET (produit répulsif contre les insectes) qui dépend d'usages saisonniers et les concentrations en HAP qui sont plus élevées en automne et en hiver, en lien avec le chauffage résidentiel et tertiaire et le trafic routier.

### 3. Méthodologie

La Figure 2 présente la stratégie de recherche bibliographique. Les bases de données scientifiques PubMed, ScienceDirect et Google Scholar ont été utilisées afin de déterminer les articles pertinents. La stratégie de recherche et les mots clés portaient spécifiquement sur les perturbateurs endocriniens reconnus et sur leur présence dans l'air. Les mots clés et les termes MeSH pertinents sont les suivants : indoor air, ambient air, endocrine disruptors, phtalates, pyrethroids, alkylphenols, polycyclic aromatic hydrocarbon, synthetic musks, triclosan, parabens, organochlorine pesticides, bisphenol, polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, hexabromocyclododecane et perfluorinated compound. La période des publications s'est basée sur les cinq dernières années. Au final, 263 publications ont été identifiées. Après une première lecture des titres, 63 publications ont été jugées pertinentes et exploitables. Une lecture plus approfondie des résumés a permis de retenir 27 publications d'intérêt. En effet, les études non pertinentes portaient, par exemple, sur des protocoles contrôlés, des mesures de poussières, des données brutes non disponibles (par exemple, uniquement la présentation des données sous forme graphique) ou des études visant à effectuer une évaluation du risque. La recherche bibliographique a été effectuée jusqu'au 7 juin 2020. Les concentrations, pourcentages de détection et les limites de détection (quantification) ainsi que les principales conclusions de chaque publication ont été reportés dans un tableau (Cf. Bibliographie).

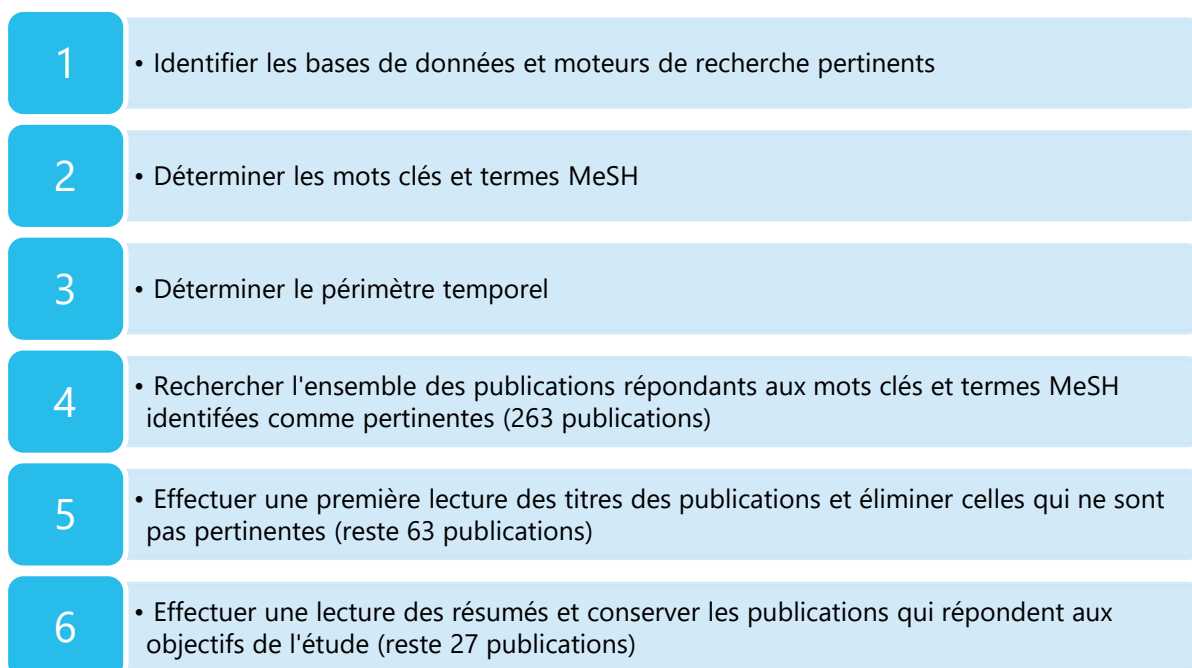


Figure 2 : Les différentes étapes de la stratégie de recherche bibliographique

# 4. Résultats chiffrés

## 1. Résultats globaux par famille et par environnement

La Figure 3 montre que parmi les 27 publications intégrées dans l'étude, **58% concernent l'environnement intérieur contre 42% pour l'environnement extérieur**. Certaines études portaient à la fois sur l'évaluation des concentrations dans l'air intérieur et extérieur. D'autre part, **les substances les plus recherchées globalement sont les PBDE, les PCB, les phtalates et les HAP**. Les substances les moins étudiées sont le triclosan, les parabènes, l'HCB et les muscs synthétiques (Figure 8). Les études sur le triclosan, les parabènes, les muscs synthétiques et les pyréthrinoides portent uniquement sur l'air intérieur. Les PBDE ont une répartition homogène entre les publications sur l'air intérieur et extérieur (Figure 5).

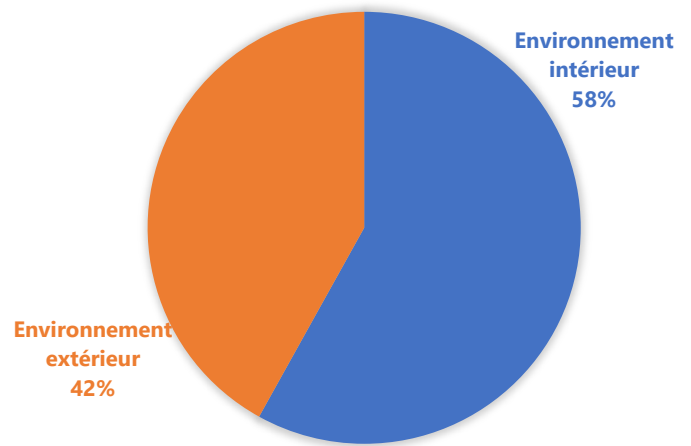


Figure 3 : Pourcentage des publications sur les environnements intérieurs et extérieurs

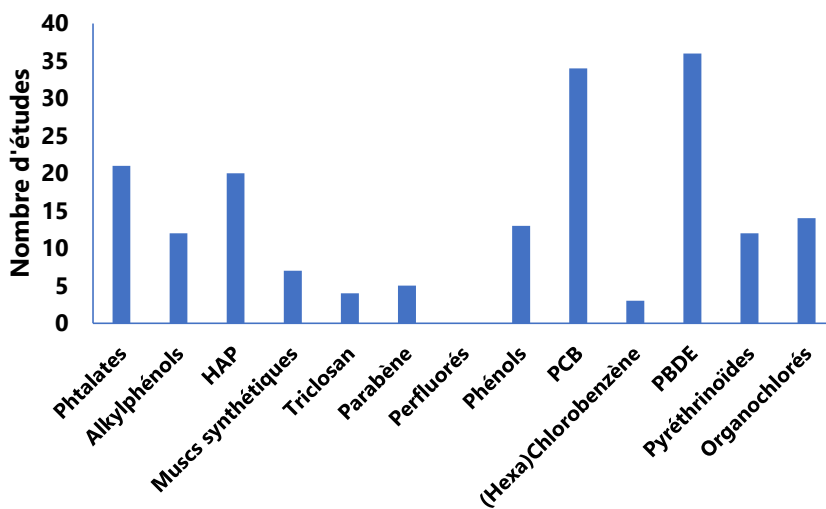


Figure 4 : Nombre de publications par substance

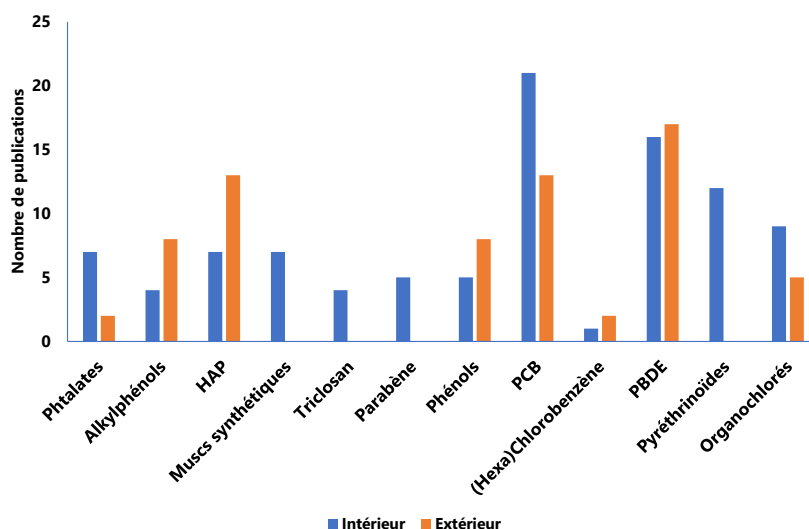


Figure 5 : Nombre de publications par substance et par environnement

En Figure 6, un comparatif a été fait entre les médianes, les valeurs maximales et minimales des études issues de la veille et les résultats des concentrations obtenues dans les Hauts-de-France en 2016-2017 (cf. partie 2). Ce comparatif permet tout d'abord **d'évaluer les niveaux retrouvés dans la littérature par rapport aux niveaux mesurés dans les Hauts-de-France**. Dans un second temps, **une analyse plus détaillée peut être réalisée pour les substances où les différences de niveaux sont les plus significatives**. Afin de comparer ces résultats, une partie spécifique est consacrée à ces substances.

L'analyse bibliographique montre également que le panel de molécules choisies lors de l'étude 2016-2017 en Hauts-de-France a été très large.

A noter : Les méthodes analytiques utilisées pour les mesures vont aussi influencer sur les niveaux de contaminant, selon leur LOD (limité de détection) et LOQ (limite de quantification). En effet, une mesure sous les limites ne signifie pas forcément que la substance n'est pas présente, mais que la méthode analytique utilisée ne permet pas de la détecter ou quantifier. L'interprétation et la comparaison entre deux études peut alors être biaisée si la méthode analytique utilisée n'est pas identique.

Le comparatif des LOQ de l'étude d'Atmo HdF (2017) avec les autres études de la littérature montre que la méthode d'analyse développée par le laboratoire EPHE de l'UMR METIS de Paris permet d'obtenir les LOQ parmi les plus faibles. A titre d'exemple, les LOQ pour les HAP de l'étude de Raffy et al. (2017) est de 1,0 ng/m<sup>3</sup> alors qu'elle est de 0,002 ng/m<sup>3</sup> dans celle d'Atmo HdF (2017).

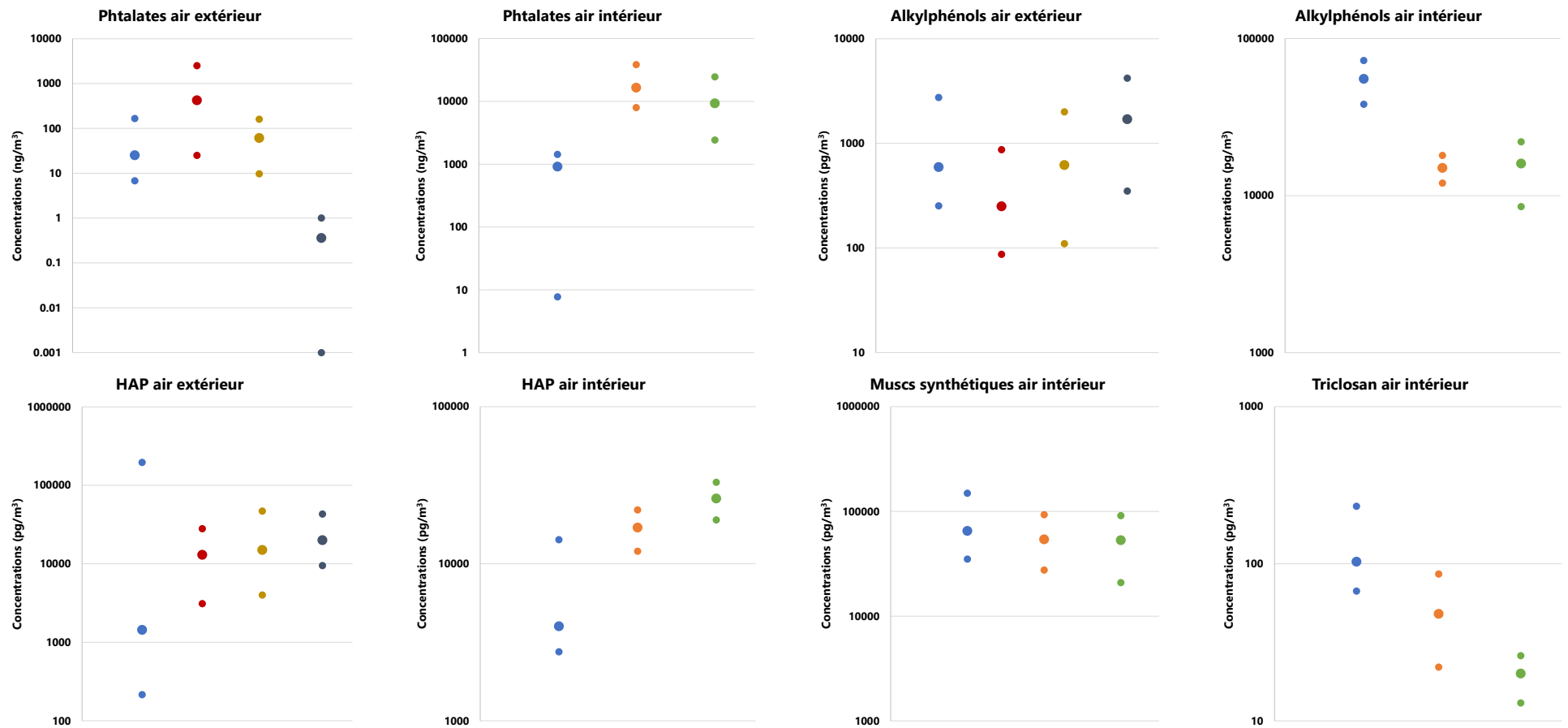


Figure 6 : Comparatif des médianes, maximums et minimums entre la littérature (bleu clair) et les résultats en Hauts-de-France (rouge = air extérieur industriel ; jaune foncé = air extérieur de référence (rural) ; bleu foncé = air extérieur urbain ; orange = air intérieur bureau ; vert = air intérieur école) (Nota bene : échelle logarithmique)

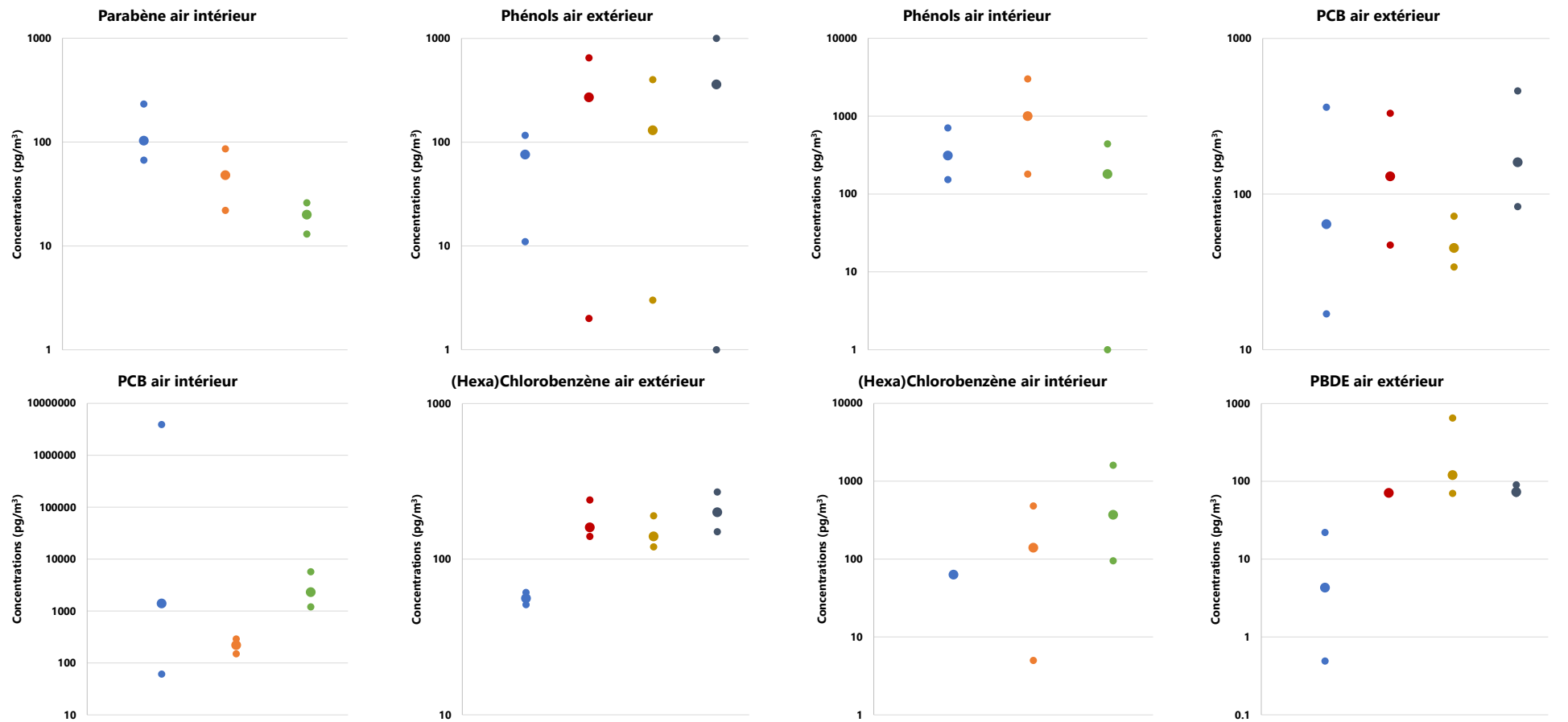
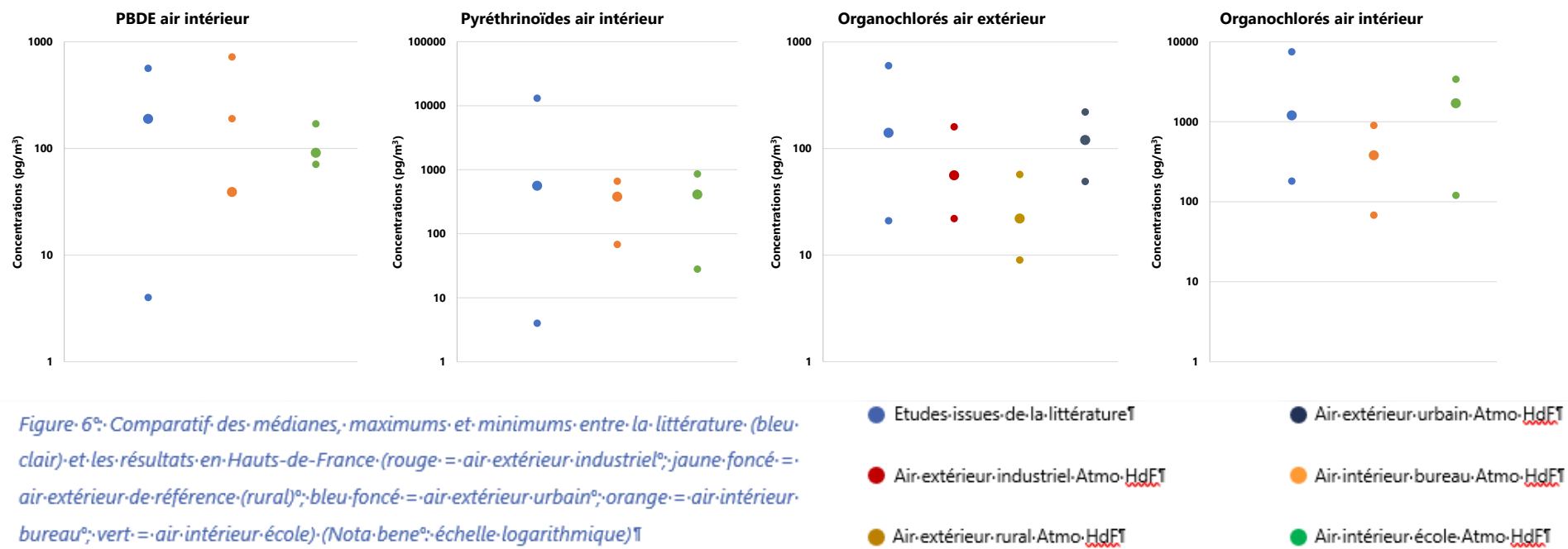


Figure 6: Comparatif des médianes, maximums et minimums entre la littérature (bleu clair) et les résultats en Hauts-de-France (rouge = air extérieur industriel; jaune foncé = air extérieur de référence (rural); bleu foncé = air extérieur urbain; orange = air intérieur bureau; vert = air intérieur école). (Nota bene: échelle logarithmique)





De manière générale, **les médianes mesurées en Hauts-de-France par rapport à la littérature sont supérieures pour 5 substances en air extérieur : phtalates, HAP, PCB, HCB et PBDE et 3 substances en air intérieur : phtalates, HAP et HCB.**

Tableau 2 : positionnement des résultats Hauts-de-France par rapport à la bibliographie - Synthèse

	Extérieur			Intérieur		
	Min	Médiane	Max	Min	Médiane	Max
Phtalates	+	+	=	+	+	+
Alkylphénols	-	=	=	-	-	-
HAP	+	+	-	+	+	+
Muscs synthétiques	S.O.	S.O.	S.O.	=	=	=
Triclosan	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	-
Parabène	S.O.	S.O.	S.O.	-	-	-
Phénols	-	-	+	=	=	=
PCB	+	+	=	+	=	-
(Hexa)Chlorobenzène	+	+	+	=	+	+
PBDE	+	+	+	+	-	=
Pyréthriinoïdes	S.O.	S.O.	S.O.	-	=	-
Organochlorés	=	=	-	=	=	-

+ signifie que la concentration est plus élevée en Hauts-de-France vs Biblio

- signifie que la concentration est plus élevée dans la Biblio vs Hauts-de-France

= signifie que les concentrations sont très proches entre la biblio et en Hauts-de-France

s.o. : sans objet

**Concernant les valeurs minimales**, les mêmes substances sont retrouvées pour l'air extérieur. Pour l'air intérieur, les concentrations de PCB, HAP, phtalates et PBDE mesurées en Hauts-de-France sont supérieures aux concentrations minimales de la littérature.

**Pour les concentrations maximales, les concentrations de phénols, HCB et PBDE mesurées en Hauts-de-France sont supérieures aux concentrations de la littérature pour l'air extérieur et celles des phtalates, HAP et HCB pour l'air intérieur.**

**Au vu de ces résultats et du nombre d'études disponibles pour chaque substance et environnement, un travail plus détaillé va donc porter sur 3 substances : phtalates, HAP et PBDE.** Concernant l'HCB, ne disposant que d'une étude pour l'air intérieur et d'une pour l'air extérieur dans la littérature, la représentabilité semble assez faible. Les conclusions pour ce composé sont données dans le cadre ci-dessous.).

**L'hexachlorobenzène (HCB)**, fongicide interdit par la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, a été mesuré dans les Hauts-de-France à des concentrations plus élevées qu'en Espagne dans l'air extérieur (Torre et al. 2016) et en Australie dans l'air intérieur (Wang et al. 2019). Ces résultats pourraient s'expliquer par l'activité agricole intense dans les Hauts-de-France. D'autre part, l'HCB continue à être produit pour la réalisation des caoutchoucs synthétiques, comme plastifiant du PVC, et pour la production du pentachlorophénol. D'autres études sont nécessaires afin de confirmer ces pistes d'explication.



## 2. Phtalates

Les phtalates sont des composés chimiques dérivés de l'acide phtalique. Ils sont couramment utilisés comme plastifiants des matières plastiques, notamment du PVC. On les retrouve ainsi dans les films plastiques, emballages, revêtements de sol, rideaux de douche, profilés, tuyaux et câbles, matériaux de construction, peintures ou vernis, mais aussi dans certains dispositifs médicaux. Avant que la réglementation n'encadre leur usage, de nombreux jouets et objets de puériculture en contenaient également. Les phtalates sont aussi incorporés comme fixateurs dans de nombreux produits cosmétiques : vernis à ongles, laques pour cheveux, parfums, etc.

### 2.1. Air intérieur

Concernant l'air intérieur, 7 études ont été identifiées (Figure 7) : 6 de ces études ont été réalisées en France (Blanchard et al. 2014; Braouezec et al. 2016; Dallongeville et al. 2016; Raffy et al. 2017; Sakhi et al. 2019; Laborie et al. 2016) et une en Algérie (Rabhi et al. 2018). 7 mesures ont été réalisées dans des logements (maisons et appartements), 2 dans des écoles/crèches et une dans un bureau. **Les concentrations mesurées dans les logements sont relativement homogènes pour la France, mais bien supérieures aux concentrations mesurées en Algérie.** La moyenne dans les logements français est de 1 057 ng/m<sup>3</sup> alors qu'elle est de 7,74 ng/m<sup>3</sup> en Algérie. En France, les concentrations les plus faibles ont été constatées dans les écoles avec une concentration moyenne de 246 ng/m<sup>3</sup> (Laborie et al. 2016). **Si nous comparons les études françaises avec les résultats de l'étude réalisée par Atmo Hauts-de-France (Atmo HdF 2017), les concentrations sont 20 fois plus élevées dans les bureaux et 38 fois plus dans les écoles.** Les conclusions de l'étude réalisée par Atmo Hauts-de-France avaient déjà mis en avant des concentrations élevées par rapport à d'autres études menées dans la Région. La concentration moyenne en phtalates relevée dans le Nord (2 sites de Lille et Marly) est près de 50 fois plus élevée que celle des 4 sites picards (12 885 ng/m<sup>3</sup> en 2016-2017 contre 251 ng/m<sup>3</sup> en 2015). La pose d'un revêtement de sol en PVC dans l'environnement du préleveur « Bureaux » expliquerait les concentrations élevées.

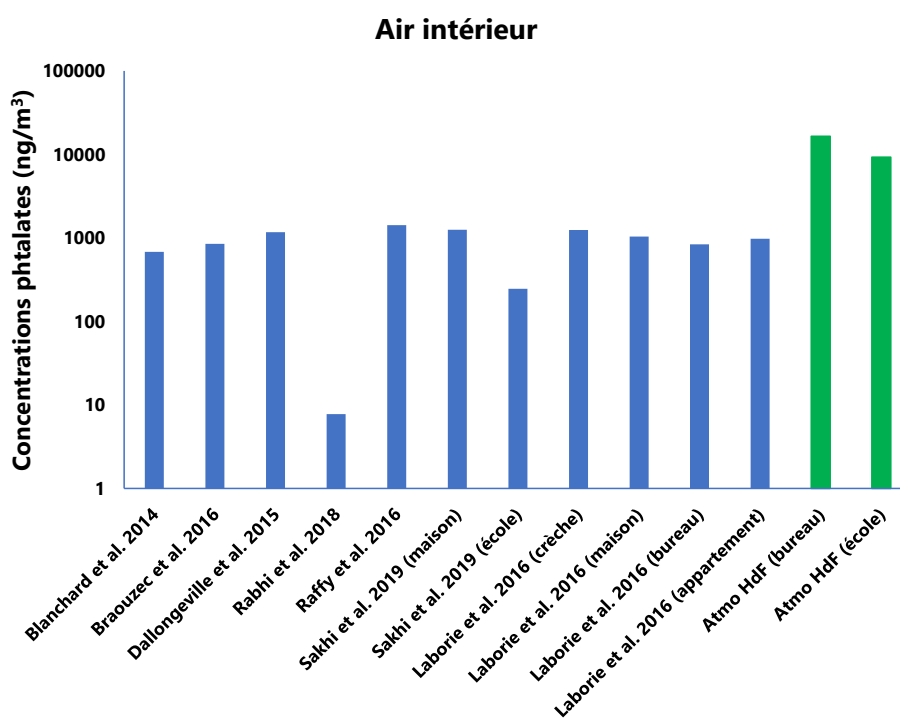


Figure 7 : Concentrations en phtalates dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique

## 2.2. Air extérieur

Concernant l'air extérieur (Figure 8), 2 études ont été identifiées : une étude en France, sur 3 sites différents et durant l'été et l'hiver (Teil et al. 2016) et une étude en Espagne sur 2 sites différents (van Drooge et al. 2017). Tout d'abord, **les concentrations mesurées sont 5 fois plus importantes l'été par rapport à l'hiver en France** (moyenne de 70,6 ng/m<sup>3</sup> l'été contre 13,5 ng/m<sup>3</sup> l'hiver). D'autre part, **plus le milieu est urbanisé, plus les concentrations sont importantes**, respectivement 63,3 ng/m<sup>3</sup>, 24,1 ng/m<sup>3</sup> et 17,4 ng/m<sup>3</sup> pour l'urbain, le péri-urbain et le rural. La comparaison entre les mesures réalisées en France et en Espagne montre que les niveaux sont relativement similaires pour le rural (17,4 ng/m<sup>3</sup> en France contre 19,9 ng/m<sup>3</sup> en Espagne) mais que les niveaux sont supérieurs en France pour les mesures urbaines (63,3 ng/m<sup>3</sup> en France contre 48,2 ng/m<sup>3</sup> en Espagne). Enfin, **si nous comparons les résultats de ces études avec les mesures réalisées par Atmo Hauts-de-France en 2017, il y a un facteur 7 entre les niveaux français (Teil et al. 2016) et 9 avec l'Espagne (van Drooge et al. 2017)**. La présence d'usines à proximité des sites produisant des peintures et des enrobés routiers pourrait expliquer ces concentrations. D'autre part, les phtalates sont aussi utilisés dans les formulations commerciales de pesticides. Le site référence étant proche de grandes cultures, les concentrations supérieures à la moyenne pourrait s'expliquer par l'utilisation de pesticides à proximité du préleveur.

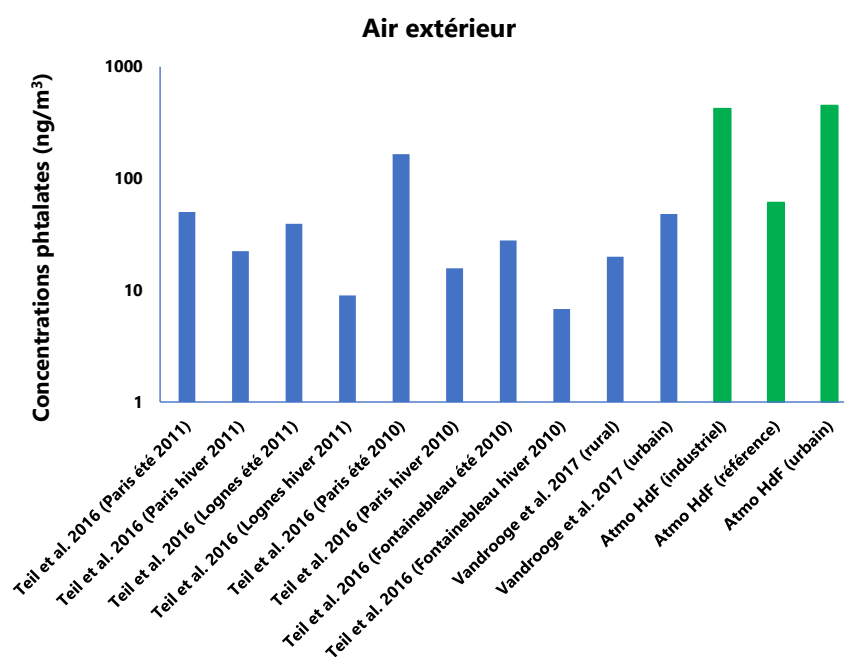


Figure 8 : Concentrations en phtalates dans l'air extérieur– Nota bene : échelle logarithmique

### 3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des constituants naturels du charbon et du pétrole, ou proviennent de la combustion incomplète de matières organiques telles que les carburants, le bois, le tabac. Ils sont présents dans l'air, l'eau ou l'alimentation. Le benzopyrène (BaP), substance qui se trouve dans un bon nombre de mélanges de HAP, est un composé cancérigène reconnu par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) de l'OMS. Toujours selon le CIRC, trois autres HAP sont cancérigènes probables : cyclopenta(c,d)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et dibenzo(a,l)pyrène, et 11 autres sont classés cancérigènes possibles. La majorité des HAP respirés provient de la fumée du tabac. Pour les non-fumeurs, c'est l'alimentation qui est la source majoritaire d'exposition. La contamination des aliments peut se faire par dépôt atmosphérique (végétaux), accumulation dans les espèces animales (viandes, poissons), ou lors de la préparation des aliments au charbon de bois. La seconde source d'exposition aux HAP est l'air ambiant, principalement par la fumée de tabac et les gaz d'échappement des véhicules.

#### 3.1. Air intérieur

Concernant l'air intérieur, 7 études ont été identifiées (Figure 9) : 6 de ces études ont été réalisées en France (Blanchard et al. 2014; Laborie et al. 2016; Raffy et al. 2016) et une en Australie (Wang et al. 2019). 5 mesures ont été réalisées dans des logements (maisons et appartements), 2 dans des écoles/crèches et une dans un bureau.

Les concentrations mesurées dans des logements (Blanchard et al. 2014) et écoles (Raffy et al. 2016) en Bretagne sont parmi les plus élevées, avec respectivement des concentrations moyennes de 11,84 ng/m<sup>3</sup> et 14,20 ng/m<sup>3</sup>. **Le comparatif par rapport à l'école de la campagne menée dans les Hauts-de-France montre que les concentrations sont plus élevées (26 ng/m<sup>3</sup>)** (Atmo HdF 2017). Les niveaux mesurés dans les logements et bureaux d'Australie (Wang et al. 2019) et parisiens (Laborie et al. 2016) sont parmi les plus faibles ( $\pm 3$  ng/m<sup>3</sup>). Wang et al. relève que les niveaux en HAP mesurés dans cette étude sont parmi les plus bas par rapport aux données d'autres pays/régions. Les concentrations dans les Hauts-de-France sont 6 fois plus élevées (17 ng/m<sup>3</sup>) (Atmo HdF 2017).

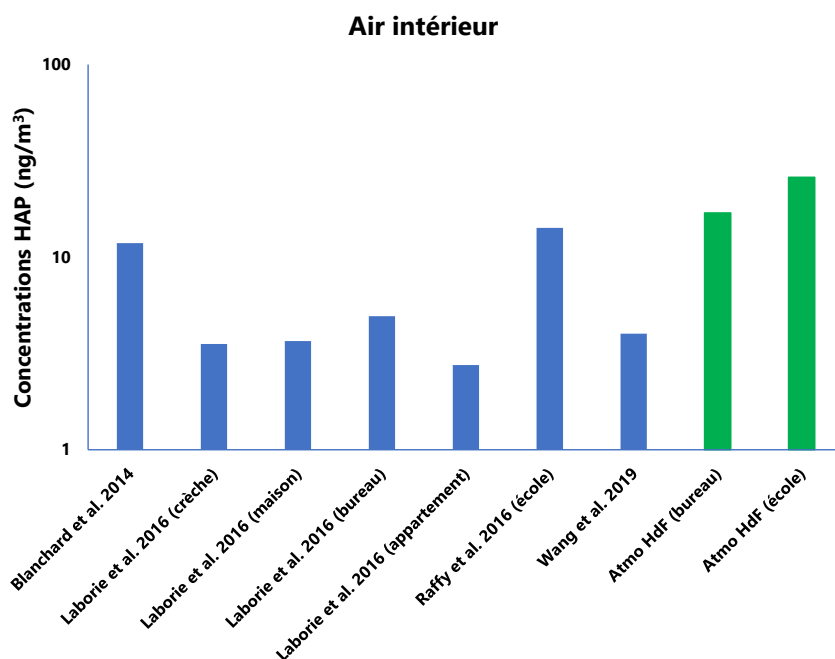


Figure 9 : Concentrations en HAP dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique

## 3.2. Air extérieur

Concernant l'air extérieur (Figure 10), 5 publications ont été identifiées : une étude en France, sur 3 sites différents et durant l'été et l'hiver (Teil et al. 2016), une étude en Espagne sur 2 sites différents (van Drooge et al. 2017), une en Turquie en milieu urbain (Birgul et al. 2014), une en Chine en milieu urbain (Chen et al. 2016) et une en Algérie (Rabhi et al. 2018).

Tout d'abord, on constate **un facteur 2 entre la moyenne des concentrations en HAP entre l'hiver et l'été en France** (moyenne hiver = 1,27 ng/m<sup>3</sup>, moyenne été = 0,61 ng/m<sup>3</sup>) (Teil et al. 2016), ou encore un facteur 5 à 7 entre période chauffage/non chauffage dans l'étude de Birgul et al. 2014. De plus, durant les périodes hivernales, le chauffage au bois peut aussi contribuer à des concentrations de l'air intérieur plus importantes dans les logements (HAP, benzène, composés organiques volatils, etc.).

D'autre part, **le milieu urbain semble être celui qui mesure les concentrations les plus élevées** (moyenne de 1,29 ng/m<sup>3</sup>) **suivi du péri-urbain** (moyenne de 0,90 ng/m<sup>3</sup>) **et enfin du milieu rural** (moyenne de 0,70 ng/m<sup>3</sup>). **Le comparatif entre les différents pays montre que les concentrations sont les plus importantes en Turquie, Chine, Algérie, Espagne puis France.** Il existe presque un facteur 200 entre la moyenne des concentrations en France par rapport à la concentration en Turquie. L'étude de Birgul et al. (2014) montre que les concentrations en HAP **pendant la période de chauffage** étaient 5 à 7 fois supérieures aux concentrations de la période hors-chauffe. Un comparatif avec d'autres études réalisées en Espagne démontre que les niveaux sont comparables en milieu urbain et rural.

Enfin, si nous comparons **les résultats de l'étude française (Teil et al. 2016) avec les mesures réalisées par Atmo Hauts-de-France en 2017 (Atmo HdF 2017), les concentrations sont toujours supérieures en Hauts-de-France d'un facteur 10.**

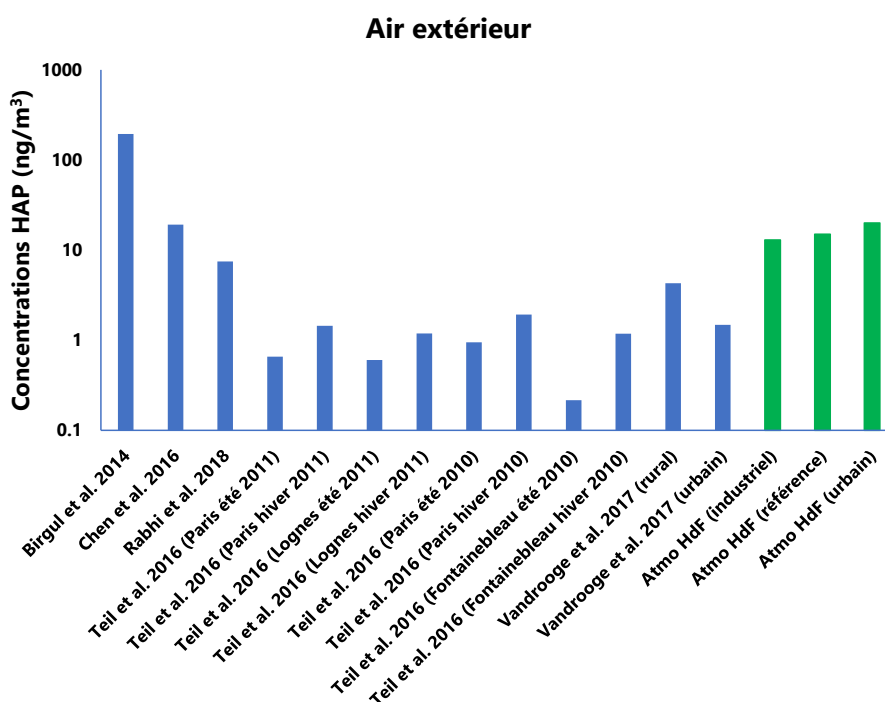


Figure 10 : Concentrations en HAP dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique

Atmo Hauts-de-France mesure historiquement le BaP, qui est le seul HAP réglementé (Figure 11). Les moyennes des concentrations annuelles n'ont presque jamais dépassé 1 ng/m<sup>3</sup> et sont plus élevées en proximité d'industrie, puis en proximité automobile, en zone urbaine-périurbaine puis en milieu rural. Ces résultats sont cohérents avec les niveaux français de Teil et al. (2016).

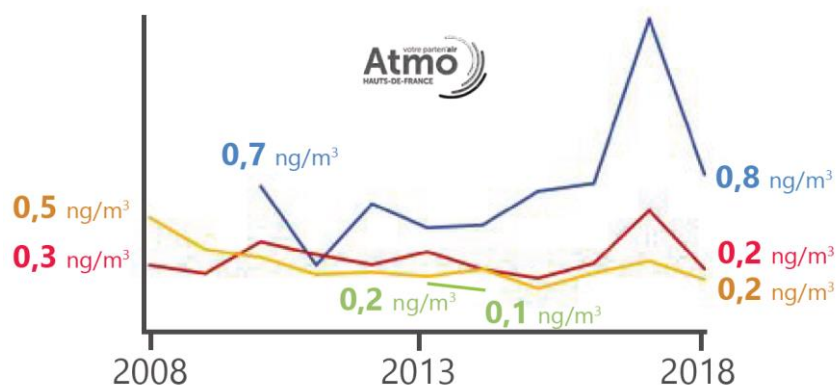


Figure 11 : Evolution des concentrations moyennes annuelles en BaP entre 2008 et 2018 en Hauts-de-France. Jaune = urbain-périurbain, rouge = proximité automobile, bleu = industriel, vert = rural.

Si l'analyse menée ici distingue air intérieur et air ambiant, Wang et al 2019 montre que **les niveaux en HAP mesurés en air intérieur semblent fortement corrélés avec les niveaux en air extérieur** (hors situation de tabagisme).

## 4. Polybromodiphényléthers (PBDE)

Les produits dits retardateurs de flamme sont des composés chimiques commercialisés sous forme de mélanges et utilisés dans de nombreux matériaux pour prévenir la formation de flammes lorsqu'ils entrent en contact avec la chaleur. Il existe un grand nombre de retardateurs de flammes, les plus courants étant les retardateurs de flamme bromés parmi lesquels les plus utilisés sont les polybromodiphényléthers (PBDE). Les PBDE sont utilisés dans les plastiques, textiles, moulages électroniques et circuits électriques. Depuis août 2004, le pentaBDE et l'octaBDE sont interdits en Europe à la suite d'évaluations scientifiques européennes. Les résultats suivants correspondent à la somme des congénères des PBDE mesurés.

Il est important de prendre en considération la réglementation et les usages des différents pays par rapport aux substances. Par exemple, l'Amérique de Nord est le plus grand utilisateur mondial de retardateurs de flamme par rapport à l'Europe qui en utilise moins (Venier et al. 2016).

### 4.1. Air intérieur

Concernant l'air intérieur, 17 études ont été identifiées (Figure 12) : 6 de ces études ont été réalisées en France (Blanchard et al. 2014; Braouezec et al. 2016; Laborie et al. 2016), une à Hong-Kong (Deng et al. 2016), une en Australie (He et al. 2018), une en Egypte (Khairy et al. 2018), 2 en République-Tchèque (Melymuk et al. 2016; Venier et al. 2016), une en Espagne (Reche et al. 2019), une en Norvège (Sakhi et al. 2019) et 2 en Amérique du Nord (Venier et al. 2016). La plupart des mesures sont réalisées dans des logements, excepté les études de Laborie et al. (2016), Sakhi et al. (2019) et Deng et al. (2016) où elles sont aussi réalisées dans des écoles/crèches et des bureaux.

Il existe **une grande hétérogénéité dans les résultats en fonction des pays et lieux** où les mesures ont été effectuées. De manière générale, les concentrations les plus faibles sont relevées dans les logements en France (Laborie et al. 2016) et en République Tchèque (Melymuk et al. 2016; Venier et al. 2016) et dans des bureaux en Espagne (Reche et al. 2019). Les concentrations les plus élevées sont relevées dans les logements en Norvège (Sakhi et al. 2019), aux Etats-Unis (Venier et al. 2016), en Australie (He et al. 2018), dans les bureaux en France (Laborie et al. 2016) et dans les écoles à Hong-Kong (Deng et al. 2016). Melymuk et al. (2016) ont comparé la variation saisonnière des concentrations en PBDE. Les résultats suggèrent qu'il y a **peu de différence entre les mesures effectuées l'été et l'hiver**. Des différences ont été montrées au niveau des concentrations les plus élevées, dans les pièces avec trois appareils électroniques ou plus (Melymuk et al. 2016).

Pour les niveaux mesurés à Hong-Kong, les résultats sont similaires à ceux mesurés précédemment à Hong-Kong (Deng et al. 2007), à ceux des écoles en Californie (Bradman et al. 2014) et en Corée du Sud (Lim et al. 2014). L'étude de He et al. (2018) montre que **le BDE 209 est le congénère le plus fréquemment détecté dans les échantillons d'air (96%)**. La fréquence de détection élevée du BDE 209 est probablement due à la pression de vapeur plus élevée. Ainsi, le BDE 209 est prédominant dans l'air des maisons et des bureaux, contribuant respectivement à 76% et 41% de la somme des PBDE. Les différences relevées entre les différents pays peuvent être liées aux modes d'utilisation des retardateurs de flamme dans différentes régions du monde.

Le comparatif des études issues de la littérature avec la campagne menée dans les Hauts-de-France montre que pour l'ensemble des sites, les concentrations moyennes sont entre les minima et les maxima recensés en Hauts-de-France (Atmo HdF 2017).

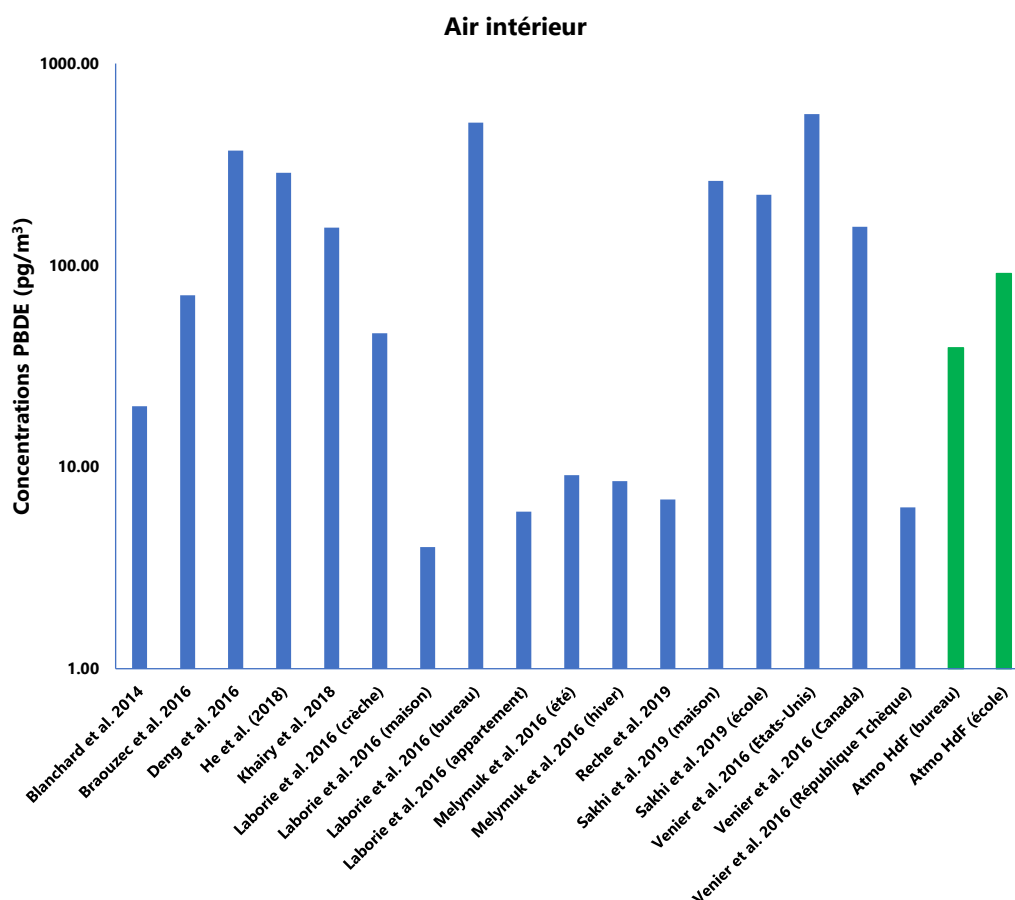


Figure 12 : Concentrations en PBDE dans l'air intérieur – Nota bene : échelle logarithmique

## 4.2. Air extérieur

Concernant l'air extérieur (Figure 13), 18 études ont été identifiées : une étude en France, sur 3 sites différents et durant l'été et l'hiver (Teil et al. 2016), 3 études en Espagne sur 2 sites différents (Reche et al. 2019; Torre et al. 2016), 2 en République-Tchèque (Melymuk et al. 2016), une en Egypte (Khairy et al. 2018) et une étude de comparaison des concentrations entre l'Azerbaïdjan, l'Angleterre, la Norvège et la Corée du Sud (Aliyeva et al. 2017).

Tout d'abord, **les concentrations mesurées sont plus élevées l'été par rapport à l'hiver** (moyenne de 6,46 pg/m<sup>3</sup> l'été contre 4,37 pg/m<sup>3</sup> l'hiver). D'autre part, **les milieux urbains et ruraux sont ceux pour lesquels les concentrations sont les plus élevées** ( $\pm 10$  pg/m<sup>3</sup>) par rapport au **milieu péri-urbain** (1,50 pg/m<sup>3</sup>). A noter que 7 études sont menées dans des sites urbains contre 2 dans des sites ruraux et péri-urbains.

Le comparatif entre les différents pays montre les concentrations sont les plus élevées en Angleterre, Corée du Sud et Egypte et les plus faibles en Azerbaïdjan, Norvège et République Tchèque. Aliyeva et al. (2018) a comparé les concentrations trouvées en Asie par rapport à celles mesurées en Azerbaïdjan et les moyennes rapportées sont plus élevées dans le reste de l'Asie. L'étude de Khairy et al. (2018) visait aussi à comparer les niveaux de PBDE dans l'air intérieur et extérieur. **Les concentrations intérieures de PBDE étaient significativement plus élevées que les concentrations extérieures. Les concentrations extérieures de**

**PBDE étaient significativement plus élevées dans les zones résidentielles-industrielles avec des bâtiments plus anciens.** Les mêmes conclusions sont rapportées pour la République Tchèque (Melymuk et al. 2016). Torre et al. (2016) ont comparés l'historique des mesures en Espagne et les résultats révèlent une tendance à la baisse des niveaux de PBDE dans les régions périurbaines, alors que ce comportement n'est statistiquement significatif que dans les zones urbaines.

Enfin, si nous comparons les résultats de l'étude française (Teil et al. 2016) avec les mesures réalisées par Atmo Hauts-de-France en 2017 (Atmo HdF 2017), **les concentrations sont toujours supérieures en Hauts-de-France d'un facteur 10.** Les activités industrielles, la densité urbaine de la région et la persistance des PBDE peuvent expliquer en partie ces concentrations.

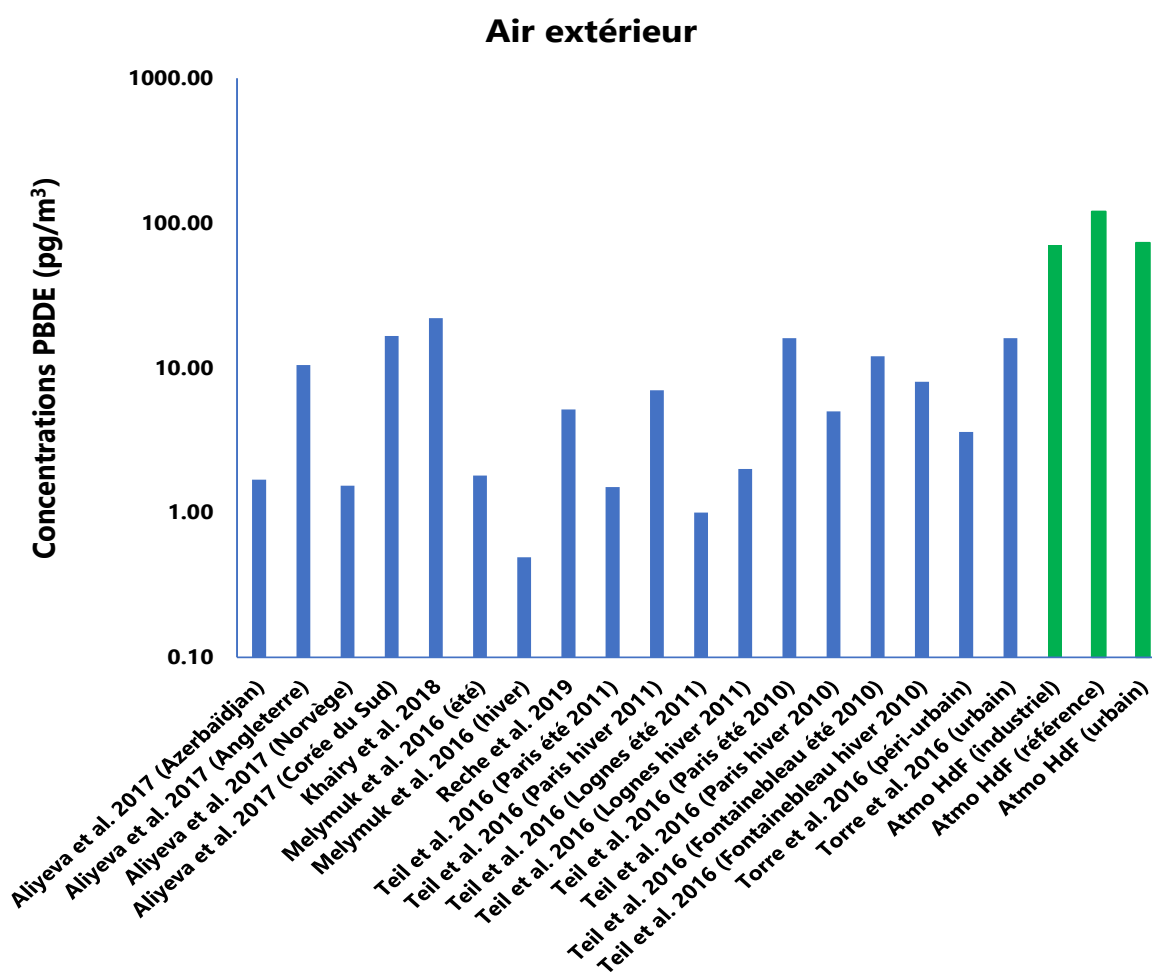


Figure 13 : Concentrations en PBDE dans l'air extérieur – Nota bene : échelle logarithmique



# 5. Résultats globaux

L'analyse globale des publications montre **qu'en l'absence de réglementation et/ou de valeur guide, tous les résultats sont présentés en termes de comparaison à la bibliographie** (ex. comparaison à un autre pays, à une autre typologie de site, etc.).

**Concernant les sources de PE**, elles sont très nombreuses, fonction des familles de composés, et les liens entre l'émission et les concentrations relevées n'est pas toujours faite : des relations faibles ont été trouvées entre PCB et l'âge du bâtiment ; dans l'étude de Melymuk et al. 2016, le nombre d'appareils électroniques a également été lié aux concentrations aux PBDE ; dans cette même étude, avec des concentrations plus élevées dans les pièces avec trois éléments électroniques ou plus. Dai et al. 2016 a pu également mettre en évidence des niveaux élevés de PCB dans des écoles en Allemagne, en lien avec les matériaux de construction. Dans de nombreux cas, cette recherche de source est très spécifique et adaptée au contexte. Un rapprochement peut être fait avec l'utilisation / la réglementation d'un pays (ex. utilisation de POC plus importante en République Tchèque qu'au Canada selon Audy et al. 2018, ou encore l'utilisation plus importante en Amérique du Nord des retardateurs de flamme, par rapport à l'Europe selon Venier et al. 2016).

**La typologie du site est primordiale** afin de représenter au mieux l'ensemble des expositions aux PE.

En fonction des substances, le comparatif des concentrations en air extérieur amène des conclusions différentes. Par exemple, les concentrations de phtalates sont plus élevées en milieu industriel puis rural et enfin urbain (Teil et al. 2016, Torre et al. 2016) alors que pour les concentrations d'alkylphénols c'est l'inverse. D'autres études ont sélectionné des sites péri-urbains en air extérieur et ont montré des différences significatives avec les sites ruraux et urbains (Torre et al. 2016; Teil et al. 2016). L'étude de Chen et al. (2016) a comparé les concentrations d'HAP liés aux particules en suspension dans une zone de déchets électroniques et urbaine dans le sud de la Chine. Les concentrations annuelles de particules en suspension étaient plus élevées sur le site de déchets électroniques que sur le site urbain, mais les particules urbaines contenaient plus de carbone élémentaire et de carbone organique secondaire.

En air intérieur, la même tendance est retrouvée entre les concentrations en HAP (écoles>bureaux) et les concentrations de triclosan ou parabènes (bureaux>écoles). Enfin, en air intérieur, des mesures de PE dans des logements sont fréquemment effectuées et montrent des différences intéressantes avec les écoles et les bureaux (He et al. 2018; Laborie et al. 2016; Melymuk et al. 2016; Sakhi et al. 2019; Venier et al. 2016; Blanchard et al. 2014; Braouezec et al. 2016; Khairy et Lohmann 2018; Rabhi et al. 2018).

Dans de nombreuses études, les résultats montrent que les concentrations sont plus importantes en air intérieur qu'en air ambiant (Audy et al. 2018), avec des écarts pouvant aller jusqu'à un facteur 400 dans une étude à New-York (Dai et al. 2016). Ceci laisse suggérer qu'une majeure partie des émissions proviennent de l'intérieur (hors HAP) : ballast de l'éclairage, vieux appareils électriques, calfeutrage, produits d'étanchéité élastiques et peintures, mastics, carreaux de plafond, revêtements de sol et panneaux muraux (Dai et al. 2016).

**L'emplacement précis du préleveur semble aussi avoir un impact sur les résultats.** Par exemple, l'étude de van Drooge et al. (2017) en Espagne a montré que les concentrations d'HAP des préleveurs situés dans la rue sont deux fois plus élevées que dans les concentrations des préleveurs situés sur les toits.

Enfin, pour certaines substances **la variabilité saisonnière peut avoir une différence significative.** Pour l'air extérieur, la différence entre l'été et l'hiver, en fonction des substances, peut être considérable. Pour les 3 familles de PE étudiées, les phtalates et les PBDE présentent des concentrations plus élevées en été qu'en hiver, notamment en air ambiant (Melymuk et al. 2016). L'hypothèse relevée est liée à leur forte volatilité, d'autant plus importante quand les températures sont élevées. Dallongeville et al. 2015 montre ainsi que ce sont les molécules présentant les concentrations les plus élevées qui sont les plus volatiles. Ce n'est pas le cas des HAP qui sont plus élevées en hiver, notamment au regard des sources comme le chauffage au bois (Teil et al. 2016).

Plusieurs études ont **caractérisé l'exposition de la population par inhalation en fonction des concentrations mesurées dans l'air en prenant en compte le budget espace-temps** (temps passé à l'intérieur et à l'extérieur) et les paramètres humains (âge, sexe, volume respiratoire) (Khairy et Lohmann 2018; Dai, Min, et Weng 2016; W.-J. Deng et al. 2016). La voie orale via l'alimentation semble être la voie d'exposition majoritaire aux PE (Yang et al. 2015). Néanmoins, l'inhalation et le contact cutané restent des voies d'exposition non négligeables (Yang et al. 2015). Il serait intéressant de quantifier la contribution de l'inhalation (et du contact cutané) à l'exposition totale de la population. Plusieurs méthodes sont disponibles comme par exemple le couplage de modèles multi-milieux, d'expositions et toxicocinétiques avec des données de biosurveillance (Caudeville 2019). En 2017, la ville de Grande-Synthe a proposé à ses habitants de mesurer 227 substances PE dans leurs cheveux. Les résultats préliminaires, dévoilés en juin 2019, montrent que les niveaux sont comparables avec des analyses faites par le magazine 60 Millions de consommateurs en 2017. L'objectif est de prioriser une liste de substances à suivre dans le futur.

**Au regard de ces éléments, il semble important de conserver une diversité des typologies de site (intérieur/extérieur, mais également urbain/industriel/rural), ainsi qu'une bonne représentativité temporelle. Ces critères avaient déjà été pris en compte dans l'étude d'Atmo HdF 2017. La caractérisation de l'exposition de la population est quant à elle une perspective d'étude à mettre en place pour Atmo Hauts-de-France.**

## 6. Conclusion et perspectives

Pour faire suite à l'étude sur les concentrations en PE menée entre 2016 et 2017, Atmo Hauts-de-France a souhaité réaliser une veille bibliographique. L'objectif est de rechercher les principales sources d'émissions et de mieux connaître l'exposition aux PE en air intérieur et extérieur, au regard des usages et des produits. Cette veille doit permettre de nouvelles perspectives d'études sur les PE en région.

Une stratégie de recherche bibliographique a permis d'identifier à 27 publications jugées pertinentes dans le cadre de ce travail.

La bibliographie montre **qu'il est important de conserver une diversité des typologies de site (intérieur/extérieur, mais également urbain/industriel/rural), ainsi qu'une bonne représentativité temporelle**. Ces critères avaient déjà été pris en compte dans l'étude d'Atmo HdF 2017. La caractérisation de l'exposition de la population est quant à elle une perspective d'étude à mettre en place pour Atmo HdF.

Quant à la **recherche des sources, elle s'avère délicate et très spécifique à chaque étude**. Aussi, il est difficile de tirer des conclusions pour la région Hauts-de-France.

Au regard des résultats de la veille scientifique, les substances PE d'intérêt dans la littérature des 5 dernières années étaient déjà prises en compte lors de l'étude d'Atmo HdF (2017). Les substances émergentes les plus étudiées sont les phtalates et les retardateurs de flammes. L'interdiction de certaines de ces substances (par exemple : DEHP, DecaBDE) nécessite une veille régulière sur les nouvelles substances de substitution.

Un comparatif a été fait entre concentrations des études issues de la littérature et les résultats des concentrations obtenues dans les Hauts-de-France en 2016-2017. **Celui-ci a permis de montrer que pour les HAP, les phtalates et les PBDE, les niveaux étaient plus importants que ceux référencés**. Ce travail vient confirmer qu'à l'échelle internationale, ces concentrations restent supérieures aux moyennes. L'activité industrielle et la densité urbaine de la région Hauts-de-France pourraient expliquer, en partie, ces niveaux mais les études doivent être poursuivies, notamment sur les 3 familles considérées comme les plus à risque.

# Bibliographie

- Aliyeva, Gulchohra, Carrie Amber Sinnott-Clark, Ondřej Audy, Lenka Škrdlíková, Petr Kukučka, Jana Klánová, et Crispin Halsall. 2018. « A Contemporary Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) in the Ambient Air and Soil of Azerbaijan ». *Environmental Science and Pollution Research* 25 (32): 31863-73. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0573-2>.
- Atmo HdF. 2017. « Perturbateurs endocriniens. Surveillance dans l'air des départements du Nord et du Pas-de-Calais. »
- Birgul, Askin, et Yücel Tasdemir. 2015. « Concentrations, Gas-Particle Partitioning, and Seasonal Variations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons at Four Sites in Turkey ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 68 (1): 46-63. <https://doi.org/10.1007/s00244-014-0105-8>.
- Blanchard, Olivier, Philippe Gloennec, Fabien Mercier, Nathalie Bonvallet, Cécile Chevrier, Olivier Ramalho, Corinne Mandin, et Barbara Le Bot. 2014. « Semivolatile Organic Compounds in Indoor Air and Settled Dust in 30 French Dwellings ». *Environmental Science & Technology* 48 (7): 3959-69. <https://doi.org/10.1021/es405269q>.
- Bradman, Asa, Rosemary Castorina, Fraser Gaspar, Marcia Nishioka, Maribel Colón, Walter Weathers, Peter P. Egeghy, et al. 2014. « Flame Retardant Exposures in California Early Childhood Education Environments ». *Chemosphere, Flame Retardants in the Environment - Papers presented at 6th International Symposium on Flame Retardants (BFR2013), San Francisco from April 7-10, 116 (décembre): 61-66*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.072>.
- Braouezec, Clélie, Brigitte Enriquez, Martine Blanchard, Marc Chevreuil, et Marie-Jeanne Teil. 2016. « Cat Serum Contamination by Phthalates, PCBs, and PBDEs versus Food and Indoor Air ». *Environmental Science and Pollution Research* 23 (10): 9574-84. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6063-0>.
- Caudeville, J. 2019. « Construction d'une méthodologie intégrative de caractérisation de l'exposition spatialisée: application aux pesticides. Vers l'exposome spatialisé. » INERIS-DRC-19-162508-02963A. AAP Ecophyto.
- CE. 2018. « Règlement (UE) 2018/605 de la commission du 19 avril 2018 modifiant l'annexe II du règlement (CE) n° 1107/2009 en établissant des critères scientifiques pour la détermination des propriétés perturbant le système endocrinien. »
- CGDD. 2018. « Modes de vie et pratiques environnementales des Français. » Commissariat général au développement durable.
- Chen, She-Jun, Jing Wang, Tao Wang, Ting Wang, Bi-Xian Mai, et Staci L. Massey Simonich. 2016. « Seasonal Variations and Source Apportionment of Complex Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Mixtures in Particulate Matter in an Electronic Waste and Urban Area in South China ». *The Science of the Total Environment* 573 (décembre): 115-22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.101>.
- Dai, Qizhou, Xia Min, et Mili Weng. 2016. « A Review of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) Pollution in Indoor Air Environment ». *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)* 66 (10): 941-50. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1184193>.
- Dallongeville, A., N. Costet, D. Zmirou-Navier, B. Le Bot, C. Chevrier, S. Deguen, I. Annesi-Maesano, et O. Blanchard. 2016. « Volatile and Semi-Volatile Organic Compounds of Respiratory Health Relevance in French Dwellings ». *Indoor Air* 26 (3): 426-38. <https://doi.org/10.1111/ina.12225>.

- Deng, W. J., J. S. Zheng, X. H. Bi, J. M. Fu, et M. H. Wong. 2007. « Distribution of PBDEs in Air Particles from an Electronic Waste Recycling Site Compared with Guangzhou and Hong Kong, South China ». *Environment International* 33 (8): 1063-69. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.06.007>.
- Deng, Wen-Jing, Hai-Long Zheng, Anita K. Y. Tsui, et Xun-Wen Chen. 2016. « Measurement and Health Risk Assessment of PM2.5, Flame Retardants, Carbonyls and Black Carbon in Indoor and Outdoor Air in Kindergartens in Hong Kong ». *Environment International* 96 (novembre): 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.08.013>.
- Drooge, Barend L. van, Anna Marqueño, Joan O. Grimalt, Pilar Fernández, et Cinta Porte. 2017. « Comparative Toxicity and Endocrine Disruption Potential of Urban and Rural Atmospheric Organic PM1 in JEG-3 Human Placental Cells ». *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 230 (novembre): 378-86. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.025>.
- He, Chang, Xianyu Wang, Phong Thai, Christine Baduel, Christie Gallen, Andrew Banks, Paul Bainton, Karin English, et Jochen F. Mueller. 2018. « Organophosphate and Brominated Flame Retardants in Australian Indoor Environments: Levels, Sources, and Preliminary Assessment of Human Exposure ». *Environmental Pollution* 235 (avril): 670-79. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.017>.
- Inserm. 2011. « Reproduction et environnement. Expertise collective. »
- Khairy, Mohammed A., et Rainer Lohmann. 2018. « Selected Organohalogenated Flame Retardants in Egyptian Indoor and Outdoor Environments: Levels, Sources and Implications for Human Exposure ». *The Science of the Total Environment* 633 (août): 1536-48. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.243>.
- Laborie, Stéphanie, Elodie Moreau-Guigon, Fabrice Alliot, Annie Desportes, Lucie Oziol, et Marc Chevreuil. 2016. « A New Analytical Protocol for the Determination of 62 Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air ». *Talanta* 147 (janvier): 132-41. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2015.09.028>.
- Lim, Young-Wook, Ho-Hyun Kim, Chung-Soo Lee, Dong-Chun Shin, Yoon-Seok Chang, et Ji-Yeon Yang. 2014. « Exposure Assessment and Health Risk of Poly-Brominated Diphenyl Ether (PBDE) Flame Retardants in the Indoor Environment of Elementary School Students in Korea ». *Science of The Total Environment* 470-471 (février): 1376-89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.013>.
- Melymuk, Lisa, Pernilla Bohlin-Nizzetto, Petr Kukučka, Šimon Vojta, Jiří Kalina, Pavel Čupr, et Jana Klánová. 2016. « Seasonality and Indoor/Outdoor Relationships of Flame Retardants and PCBs in Residential Air ». *Environmental Pollution* 218 (novembre): 392-401. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.018>.
- Multigner, L. 2007. « Perturbateurs endocriniens: d'où viennent-ils? où va-t-on? – Endocrine disruptors ». *Métabolismes Hormones Diabètes et Nutrition*, 6.
- OMS. 2002. « Global Assessment of the State-of-the-Science of Endocrine Disruptors, 2002. [http://www.who.int/ipcs/publications/new\\_issues/endocrine\\_disruptors/en/](http://www.who.int/ipcs/publications/new_issues/endocrine_disruptors/en/). »
- Rabhi, Lyes, Abdelkader Lemou, Angelo Cecinato, Catia Balducci, Nabila Cherifi, Riad Ladji, et Nouredine Yassaa. 2018. « Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Phthalates, Parabens and Other Environmental Contaminants in Dust and Suspended Particulates of Algiers, Algeria ». *Environmental Science and Pollution Research* 25 (24): 24253-65. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2496-y>.
- Raffy, G., F. Mercier, O. Blanchard, M. Derbez, C. Dassonville, N. Bonvallot, P. Gloennec, et B. Le Bot. 2017. « Semi-Volatile Organic Compounds in the Air and Dust of 30 French Schools: A Pilot Study ». *Indoor Air* 27 (1): 114-27. <https://doi.org/10.1111/ina.12288>.

- Reche, C., M. Viana, X. Querol, C. Corcellas, D. Barceló, et E. Eljarrat. 2019. « Particle-Phase Concentrations and Sources of Legacy and Novel Flame Retardants in Outdoor and Indoor Environments across Spain ». *Science of The Total Environment* 649 (février): 1541-52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.408>.
- Sakhi, Amrit Kaur, Enrique Cequier, Rune Becher, Anette Kocbach Bølling, Anders R. Borgen, Martin Schlabach, Norbert Schmidbauer, Georg Becher, Per Schwarze, et Cathrine Thomsen. 2019. « Concentrations of Selected Chemicals in Indoor Air from Norwegian Homes and Schools ». *The Science of the Total Environment* 674 (juillet): 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.086>.
- Teil, Marie-Jeanne, Elodie Moreau-Guigon, Martine Blanchard, Fabrice Alliot, Johnny Gasperi, Mathieu Cladière, Corinne Mandin, Sophie Moukhtar, et Marc Chevreuil. 2016. « Endocrine Disrupting Compounds in Gaseous and Particulate Outdoor Air Phases According to Environmental Factors ». *Chemosphere* 146 (mars): 94-104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.015>.
- Torre, Adrián de la, Paloma Sanz, Irene Navarro, et María Ángeles Martínez. 2016. « Time Trends of Persistent Organic Pollutants in Spanish Air ». *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 217 (octobre): 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.040>.
- Venier, Marta, Ondřej Audy, Šimon Vojta, Jitka Bečanová, Kevin Romanak, Lisa Melymuk, Martina Krátká, et al. 2016. « Brominated Flame Retardants in the Indoor Environment - Comparative Study of Indoor Contamination from Three Countries ». *Environment International* 94 (septembre): 150-60. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.029>.
- Wang, Xianyu, Andrew P. W. Banks, Chang He, Daniel S. Drage, Christie L. Gallen, Yan Li, Qingbo Li, Phong K. Thai, et Jochen F. Mueller. 2019. « Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Biphenyls and Legacy and Current Pesticides in Indoor Environment in Australia - Occurrence, Sources and Exposure Risks ». *The Science of the Total Environment* 693 (novembre): 133588. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133588>.
- Yang, Oneyeol, Hye Lim Kim, Jong-Il Weon, et Young Rok Seo. 2015. « Endocrine-disrupting Chemicals: Review of Toxicological Mechanisms Using Molecular Pathway Analysis ». *Journal of Cancer Prevention* 20 (1): 12-24. <https://doi.org/10.15430/JCP.2015.20.1.12>.

RETROUVEZ TOUTES  
NOS **PUBLICATIONS** SUR :  
[www.atmo-hdf.fr](http://www.atmo-hdf.fr)

**Atmo Hauts-de-France**

Observatoire de l'Air

199, rue Colbert – Bâtiment Douai

59000 Lille

