

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des polybromés

Tome 2

Note d'accompagnement
Rapport d'étude

Août 2017

Édition scientifique

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des polybromés

Tome 2

Note d'accompagnement
Rapport d'étude

Août 2017

Édition scientifique



Le directeur général

Maisons-Alfort, le 2 août 2017

Note

relative à l'état des connaissances sur les usages, les sources d'exposition et la toxicité de plusieurs substances de la famille des polybromés

Présentation de la question posée et organisation de l'expertise

L'Agence a été saisie en juin 2009 par la Direction générale de la santé (DGS) (saisine 2009-SA-0331) afin d'évaluer les risques sanitaires (ERS) liés à l'exposition à des substances reprotoxiques de catégorie 2 et/ou perturbatrices endocriniennes (PE) présentes dans des produits de consommation mis sur le marché en France. Cette demande d'expertise visait la population générale, incluant les populations vulnérables, et les personnes en milieu de travail manipulant des produits de consommation dits «grand public» du fait de leur activité professionnelle, hors fabrication, transformation, distribution et élimination. Parmi l'ensemble des substances soumises à l'expertise figuraient deux substances de la famille des polybromés :

- BDE 47 (2, 2', 4, 4'-tétraBDE), (n°CAS 5436-43-1)
- BDE 209 (2, 2', 3, 3', 4, 4', 5, 5', 6, 6'-décaBDE), (n°CAS 1163-19-1)

D'autres polybromés peuvent cependant être présents dans des articles ou produits de consommation ou dans différents compartiments de l'environnement.

L'Anses a donc considéré, en accord avec ses instances d'expertise (Groupe de travail sur les perturbateurs endocriniens (GT-PE), Comité d'experts spécialisé (CES) «Evaluation des risques des substances chimiques» et CES «Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence»), qu'il convenait de recenser les données disponibles sur une liste élargie de composés chimiques appartenant à la famille des polybromés (cf.infra) pour documenter les réglementations qui encadrent l'utilisation de ces substances, les usages, les expositions et les dangers. L'agence a également considéré que les sources d'exposition potentielle à ces substances devaient inclure l'alimentation, l'eau, l'air, et les poussières.

La présente note résume succinctement les principaux éléments d'information résultant de la compilation des données disponibles concernant les réglementations et usages des substances d'intérêt, les niveaux de contamination de différents produits commercialisés et compartiments de l'environnement, et les dangers potentiels liés aux polybromés. L'ensemble de ces données est présenté dans les trois tomes du rapport :

Tome 1 : Connaissances relatives à la réglementation, à l'identification, aux propriétés chimiques, à la production et aux usages des substances de la famille des polybromés et particulièrement du 2,2',4,4'-tétrabromodiphényl éther (tétraBDE) (n° CAS : 5436-43-1) et du décabromodiphényléther (décaBDE) (n°1163-19-5).

Tome 2 : Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des polybromés.

Tome 3 : Connaissances relatives aux données de toxicité sur les composés de la famille des polybromés.

L'expertise s'est donnée pour objectif principal *in fine* de caractériser les principaux effets toxiques en lien avec une exposition à ces composés et de déterminer les sources majeures d'exposition humaine. Les données portant sur la toxicité, ou l'exposition n'ont pas fait l'objet d'une évaluation scientifique de leur robustesse. Ce travail a néanmoins permis d'identifier des substances pour lesquelles une évaluation des risques sanitaires pourrait se justifier du fait de leurs usages étendus et/ou de leur persistance dans l'organisme humain ou dans l'environnement, et du fait de leur toxicité potentielle pour l'être humain, notamment vis-à-vis du développement et des fonctions de la reproduction.

1 Modalités de traitement

1.1 Moyens mis en œuvre et organisation

L'Anses a soumis ce rapport pour commentaires au GT-PE ainsi qu'au CES «Caractérisation des dangers des substances et valeurs toxicologiques de référence» (CES Substances) en charge de l'instruction de la saisine de la DGS sur les perturbateurs endocriniens (n° saisine 2009-SA-0331). Ce rapport a ainsi été discuté lors des réunions du GT-PE et de la réunion du CES «Substances». La version actuelle de ce rapport en trois tomes tient compte des observations et éléments d'information complémentaires transmis par les membres des GT et CES consultés.

La présente note a été rédigée sur la base des rapports de synthèse sus-mentionnés, dont les sources d'information incluent :

- divers documents, enquêtes et rapports disponibles en interne produits préalablement par l'Anses ;
- des publications d'autres organismes d'expertise en France et à l'étranger ;
- d'un mémoire produit par Marylise Lagalle (interne de Pharmacie à l'Anses en 2016).

Substances soumises à l'expertise :

-Le BDE 47 et le BDE 209 (cf. supra)

Au final, ont été considérés les congénères pour lesquels des données de contamination dans les milieux entrant dans le champ de compétences de l'Agence (air, eau, alimentation et poussières) sont disponibles:

- les polybromodiphényléthers (PBDE), particulièrement les BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 et 209,
- le tétrabromobisphénol A (TBBPA),
- l'hexabromocyclododécane (HBCDD).

Les données disponibles dans les différents milieux illustrés ci-dessous (Figure 1) sont décrites dans le tome 2 :

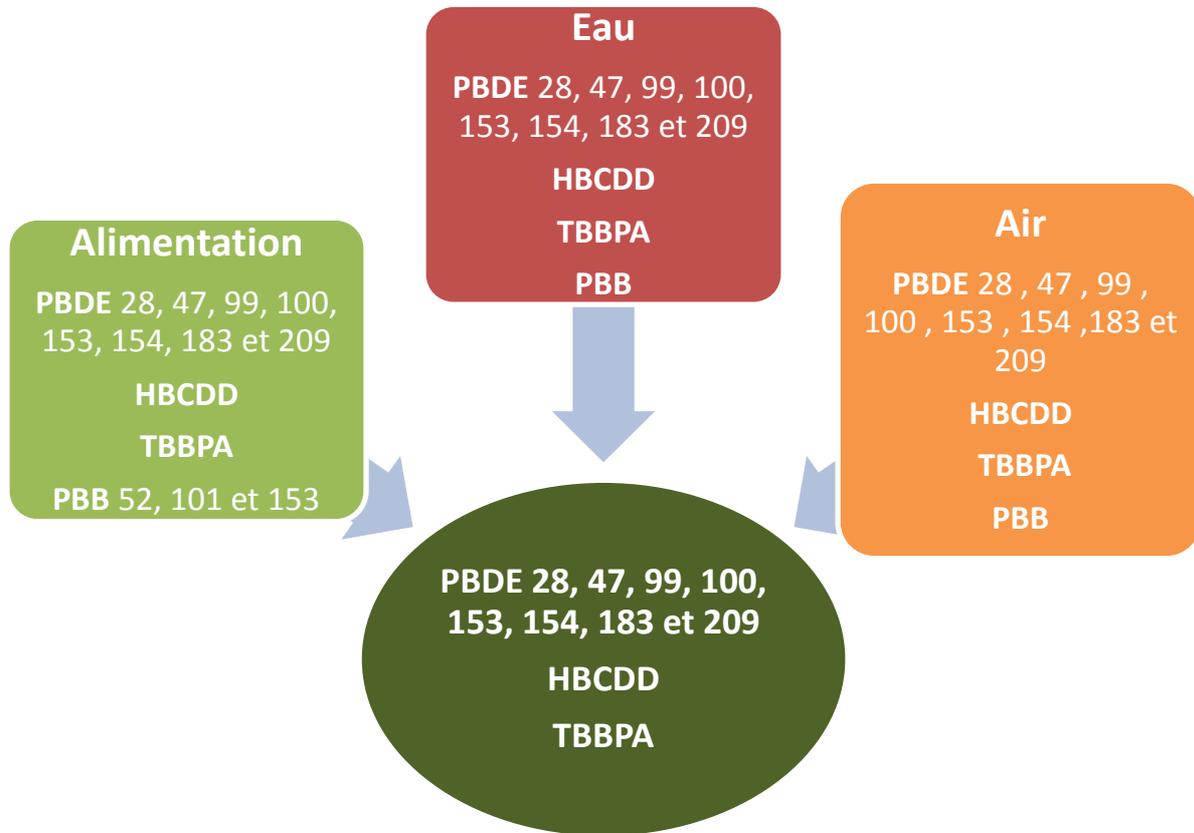


Figure 1 : Priorisation des substances et regroupement des données issus des différents milieux considérés

2 Résultats de l'expertise

2.1 Nomenclature et usage des composés polybromés

Les PBDE forment une famille de 209 congénères présentant la structure chimique suivante :

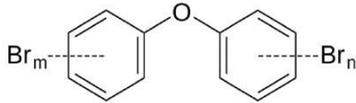


Fig. 2 : Structure générale des PBDE (m et n représentent le degré de bromation)

Les PBDE sont utilisés à la fois comme ignifuges additifs et réactifs dans la fabrication d'une grande variété de polymères tels que la mousse polystyrène, le polystyrène compact, la résine époxy, etc. Ils sont synthétisés sous la forme de mélanges commerciaux appelés pentabromodiphényléther (penta-mix), octabromodiphényléther (octa-mix) et décabromodiphényléther (déca-mix) dont la dénomination se réfère au type de congénère le plus représenté dans ces mélanges respectifs. Les mélanges penta et octa sont désormais interdits depuis 2003. Il est à noter que dans certaines études, les mélanges « penta-mix » sont nommés « penta-BDE ». Le penta-mix est également appelé mélange DE-71.

Le HBCDD peut contenir entre 70 et 95% de gamma-HBCDD et entre 3 et 30% d'alpha-HBCDD et bêta-HBCDD. De type additif, cet ignifugeant est principalement présent dans les mousses en polystyrène expansé ou extrudé utilisées pour la fabrication de panneaux isolants dans le domaine de la construction.

Le TBBPA, synthétisé à partir du bisphénol A, est un retardateur de flamme utilisé comme réactif ou additif dans la préparation des résines époxydes, résines ABS et phénoliques.

2.2 Teneurs en polybromés dans l'air et les poussières

Les résultats des études recensées dans le tome 2 montrent que :

- Parmi les BDE, les BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209 sont les composés faisant l'objet du plus grand nombre de publications.
- Un nombre croissant d'études s'intéresse à la présence de « nouveaux » retardateurs de flammes utilisés comme substituts aux BDE dans les environnements intérieurs et extérieurs. La majorité des études disponibles concerne le HBCDD et le TBBPA.
- La majorité des études concerne la présence de retardateurs de flammes dans les poussières déposées. Peu de données relatives à la contamination de l'air extérieur ont été identifiées dans la littérature.
- Les données de contamination de l'air intérieur et des poussières se rapportent principalement aux logements. Quelques études présentant des données de contamination, notamment dans les écoles, les crèches et les bureaux ont été identifiées.

- En France, des données quantifiées dans l'air et/ou les poussières déposées dans les logements sont disponibles pour les composés suivants : BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 209 (Ecos-Habitat). Des données quantifiées dans les poussières déposées dans les logements mesurées sont également disponibles pour les composés suivants : BDE 28, 49, 66, 71, 75, 77, 85, 119, 138, 183, 190 et pour le HBCDD (campagne de Greenpeace).

2.3 Teneurs en polybromés dans les aliments

L'exposition alimentaire aux bromés a été évaluée pour les populations suivantes :

- la population générale en France métropolitaine *via* l'Etude alimentation totale¹ (EAT2 2006-2010),
- les femmes enceintes de l'enquête Etude des déterminants pré- et post natals du développement de la santé de l'enfant (EDEN) lancée en 2003,
- les enfants non allaités de 0 à 3 ans en France métropolitaine *via* l'Etude alimentation totale infantile (2016).

Les données de contaminations alimentaires par des composés polybromés dans les études EAT2 et EATi portent sur les substances suivantes :

- Polybromobiphényl éthers (PBDE) : BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209 ;
- Hexabromocyclododécane (HBCDD) : les trois congénères α , β et γ ;
- Polybromobiphényles : PBB52, 101, 153 ;
- Tétrabromobisphénol A (uniquement dans l'EATi).

2.4 Concentration dans les aliments

L'estimation des concentrations de ces substances dans les aliments dans la population générale en France métropolitaine est la suivante : la part des données censurées (congénères non détectés) pour les retardateurs de flamme bromés est très variable : de 7,1% pour le BDE-99 à 96,9% pour le BB-101. Les PBB (PBB-52, 101 et 153), certainement du fait de leur interdiction, sont globalement moins souvent détectés que les PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209).

Les plus fortes teneurs moyennes pour la somme des trois congénères de l'HBCD (alpha, bêta, et gamma) sont retrouvées dans les poissons, les charcuteries, les crustacés et mollusques et les viandes.

Pour la somme des trois congénères du PBB, les plus fortes teneurs sont retrouvées dans les huiles et margarines. Compte tenu des pourcentages élevés de congénères non détectés, les estimations sous l'hypothèse basse (LB) sont nulles pour un certain nombre de groupes d'aliments.

¹ EAT : Les « Etudes de l'Alimentation Totale » (EAT) sont des enquêtes nationales transversales conçues dans le but d'estimer l'exposition par ingestion à des composés chimiques. Elles incluent en particulier des analyses d'un grand nombre de substances portant sur des échantillons alimentaires représentatifs du régime alimentaire de la population étudiée. Elles s'appuient pour cela sur des enquêtes nationales sur les consommations alimentaires. Les EAT permettent d'identifier les substances pour lesquelles il existe, dans la population, un risque d'inadéquation d'apport (pour les minéraux) et/ou d'excès (pour les minéraux et les contaminants) et les aliments contribuant le plus à cet apport ou cette exposition.

Pour la somme des sept congénères du PBDE (hors BDE-209), les groupes d'aliments présentant les plus fortes teneurs sont les poissons, les crustacés et mollusques et le beurre. Pour l'ensemble des groupes d'aliments, les teneurs sont environ 4 à 12 fois plus basses que celles reportées pour l'Europe dans le rapport du JECFA² (JECFA 2006b). Ces différences peuvent être liées à l'interdiction en 2002 de certaines formulations par la publication d'une directive sur les équipements électroniques (2002/95/CE, 2002/96/CE, 2003/11/CE), avec mise en application au 1^{er} juillet 2006. Par ailleurs, les données utilisées par le JECFA en 2005 ne sont pas uniquement européennes, mais aussi nord américaines ; or les profils de PBDE utilisés aux Etats-Unis peuvent être très différents de ceux utilisés en Europe avant leur interdiction.

Lorsque le congénère BDE-209 est ajouté à la somme des sept congénères du PBDE, soit pour la somme des huit PBDE, s'ajoutent alors à ces groupes les plus contaminés le groupe des entremets et crèmes desserts, des sandwiches et casse-croûtes et les margarines.

2.5 Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population générale en France hexagonale

Hexabromocyclododécane (HBCDD)

L'exposition moyenne journalière à la somme des trois congénères de HBCDD s'élève chez les adultes à 0,165 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse³ (0,091-0,351) et à 0,211 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,133-0,401).

Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition moyenne s'élève à 0,237 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,152-0,402), et à 0,320 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,231-0,488).

Au 95^{ème} percentile, l'exposition s'élève chez les adultes à 0,391 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,194-1,335) et à 0,448 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,240-1,379). Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition au 95^{ème} percentile s'élève à 0,616 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,326-1,490) et 0,734 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,406-1,638).

² Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires (JECFA)

³ LB et UB : On appelle données censurées les résultats inférieurs aux limites de détection (LOD) ou de quantification (LOQ). Une méthode de substitution, adaptée des recommandations de l'OMS (WHO 2013), a été utilisée pour traiter ces données. Elle consiste à encadrer la teneur réelle en utilisant les valeurs les plus basses (hypothèse basse ou lower-bound, LB) et les plus hautes (hypothèse haute ou upper-bound, UB) possibles : l'hypothèse basse est alors calculée en considérant que toutes les valeurs en-dessous de la LOD sont égales à 0 et celles situées entre la LOD et la LOQ sont égales à la LOD, tandis que l'hypothèse haute est calculée en considérant que toutes les valeurs en-dessous de la LOD sont égales à la LOD et celles situées entre la LOD et la LOQ sont égales à la LOQ.

Polybromodiphényléthers (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183)

Chez les adultes, l'exposition moyenne à la somme des 7 congénères du PBDE s'élève à 0,202 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,144-0,235), et à 0,212 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,153-0,244).

Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition s'élève à 0,313 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,252-0,389), et à 0,331 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,272-0,409).

Chez les adultes, l'exposition au 95^{ème} percentile, s'élève à 0,636 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,411-0,787), et à 0,643 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,422-0,798).

Chez les enfants, l'exposition au 95^{ème} percentile s'élève à 0,868 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,548-1,268), et à 0,894 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,628-1,301).

Polybromodiphényléthers (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209)

Lorsque le congénère PBDE 209 est ajouté à la précédente somme, les niveaux d'exposition augmentent d'un facteur 2 à 3. Chez les adultes, l'exposition moyenne s'élève à 0,540 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,463-0,648), et à 0,550 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,472-0,659).

Chez les adultes, l'exposition au 95^{ème} percentile s'élève à 1,164 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,892-1,419), et à 1,176 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,898-1,436). Chez les enfants, elle s'élève à 2,337 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (2,013-3,039), et à 2,368 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (2,037-3,086).

Chez les enfants, l'exposition moyenne s'élève à 1,008 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,888-1,217), et à 1,026 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,907-1,238).

2.6 Contribution des aliments à l'exposition dans la population générale en France hexagonale

HBCDD : les contributeurs majoritaires chez les adultes comme les enfants sont les charcuteries (27-29 %), la viande (15-21 %), les poissons chez les adultes (14 %) et les plats composés chez les enfants (14 %).

Polybromodiphényléthers (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183) : les contributeurs majoritaires sont les poissons pour les adultes, comme pour les enfants (>33%). Ces expositions sont 12 à 15 fois plus basses que les estimations faites pour la population générale française en 2006 sur la base des données de consommation d'étude individuelle nationale des consommations alimentaires 1 (Inca 1) et de données de contamination à la fois françaises et internationales.

Polybromodiphényléthers (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209) : quelle que soit l'hypothèse, les plus forts contributeurs à l'exposition des adultes, comme des enfants, sont les entremets et crèmes dessert (15-23 %), les poissons (12-17 %), et les produits ultra frais laitiers (11-15 %).

En conclusion : en adoptant une démarche conservatrice, le 95^{ème} percentile d'exposition des enfants à l'ensemble des huit PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209), sous l'hypothèse haute est plus de 40 000 fois inférieur à la valeur retenue par le JECFA de 100 µg/kg pc/jour pour les deux congénères réputés les plus toxiques (BDE-47 et 99) en-dessous de laquelle aucun effet toxique n'apparaît. Cette exposition est également inférieure à la valeur de 10 ng/kg pc/j proposée par le comité d'experts spécialisé « résidus et contaminants chimiques et physiques » de l'ANSES pour caractériser le risque lié aux PBDE. Les PBDE ne présentent donc pas de risque sanitaire pour la population française en l'état actuel des connaissances. Néanmoins, il convient de poursuivre les recherches sur la toxicité de ces composés.

2.7 L'estimation des concentrations dans les aliments, dans la population des enfants de moins de 3 ans en France hexagonale est la suivante

Somme des HBCD : les concentrations mesurées dans les aliments infantiles sont très variables, avec des valeurs comprises entre 2,46 et 42,85 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse haute. Une valeur atypique est observée dans un échantillon de préparations 1^{er} âge avec une concentration de 307 pg.g⁻¹ poids frais (alors que les valeurs observées sur les autres préparations 1^{er} âge sont comprises entre 0,22 et 8,15 pg.g⁻¹ poids frais). Les teneurs moyennes les plus élevées pour la somme des HBCDD sont observées dans les desserts lactés infantiles (43 pg.g⁻¹ poids frais sous l'hypothèse basse et sous l'hypothèse haute) et dans les boissons lactées (23 pg.g⁻¹ poids frais sous l'hypothèse basse et sous l'hypothèse basse). Pour les aliments courants, les concentrations moyennes les plus élevées pour la somme des HBCDD sont trouvées dans les poissons (177 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse basse et 185 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse haute) et la charcuterie (140 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse basse et 150 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse haute).

TBBPA : les concentrations moyennes les plus élevées sont observées dans les viennoiseries (914 ng.kg⁻¹), puis dans les préparations 1^{er} et 2^e âge (entre 45 et 60 ng.kg⁻¹ selon l'hypothèse de traitement des données censurées), les volailles (42 ng.kg⁻¹ sous l'hypothèse basse et 54 ng.kg⁻¹ sous l'hypothèse haute) et le chocolat (32 ng.kg⁻¹ sous l'hypothèse basse et 62 ng.kg⁻¹ sous l'hypothèse haute). La concentration la plus élevée a été mesurée dans un échantillon de brioche et pain brioché (914 ng.kg⁻¹).

BDE-209 : les teneurs moyennes les plus élevées sont observées dans les desserts lactés et les céréales infantiles (avec respectivement 69,57 et 66,94 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse basse). Pour les aliments courants, les niveaux de contamination moyens les plus élevés sont observés dans les entremets et crèmes desserts (244 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse basse) et les margarines (105 pg.g⁻¹ en poids frais sous l'hypothèse basse).

Somme des sept PBDE : les teneurs moyennes les plus élevées sont observées dans les pots légume-viande ou légumes-poisson, les céréales infantiles et les desserts lactés (4,35 pg.g⁻¹ en poids frais, 3,67 pg.g⁻¹ en poids frais et 3,22 pg.g⁻¹ en poids frais respectivement sous l'hypothèse basse).

Les concentrations moyennes les plus élevées par groupe d'aliments sont trouvées dans les poissons avec 578 pg.g⁻¹ en poids frais (sous l'hypothèse basse).

2.8 Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population des enfants de moins de 3 ans en France hexagonale

Somme des trois HBCDD : l'exposition moyenne journalière sous l'hypothèse haute est comprise entre 0,505 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 13-36 mois et 8,27 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 1-4 mois. Le 90^{ème} percentile s'élève entre 0,880 et 43,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute pour les mêmes classes d'âge. Le niveau de contamination atypique d'une des préparations infantiles 1^{er} âge explique ces fortes valeurs d'exposition chez les enfants âgés de 1-4 mois (consommateurs du lait concerné).

Chez les enfants les plus exposés (au-dessus du 90^{ème} percentile), l'exposition moyenne sous l'hypothèse haute se situe entre 1,16 et 54,8 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹.

TBBPA : sous l'hypothèse haute, l'exposition moyenne journalière est comprise entre 0,512 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 13-36 mois et de 9,46 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 1-4 mois sous l'hypothèse basse et entre 0,968 et 9,94 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute pour les mêmes classes d'âge. Le 90^{ème} percentile se situe entre 1,44 et 31,3 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse basse et entre 1,80 et 31,3 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute pour les mêmes classes d'âge.

Chez les enfants les plus exposés (au-dessus du 90^{ème} percentile), l'exposition moyenne se situe entre 2,49 et 39,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse basse et entre 2,87 et 39,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute.

BDE-209 : l'exposition moyenne journalière sous l'hypothèse haute est comprise entre 1,12 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 13-36 mois et 2,62 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants âgés de 1-4 mois. Le 90^{ème} percentile s'élève entre 1,88 et 3,91 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute selon la classe d'âge retenue. Chez les enfants les plus exposés (au-dessus du 90^{ème} percentile), l'exposition moyenne sous l'hypothèse haute se situe entre 2,8 et 6,77ng.kg pc⁻¹.j⁻¹.

Somme des sept PBDE : l'exposition moyenne journalière sous l'hypothèse haute est comprise entre 0,448 et 0,926 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹. Le 90^{ème} percentile s'élève entre 0,694 et 1,56 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹. Chez les enfants les plus exposés (au-dessus du 90^{ème} percentile), l'exposition moyenne sous l'hypothèse haute se situe entre 1,32 et 1,78 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour les 7 PBDE selon les classes d'âge.

2.8 Contribution des aliments à l'exposition dans la population des enfants de moins de 3 ans en France hexagonale

Jusqu'à l'âge de 6 mois les contributeurs majeurs à l'exposition **aux HBCDD** sont les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge.

A l'âge de 5-6 mois, les boissons lactées et les desserts lactés infantiles apparaissent également comme contributeurs majeurs en plus des préparations 2^{ème} âge.

Pour la classe des enfants âgés de 7-12 mois, les contributeurs sont les mêmes que chez les 5-6 mois, auxquels s'ajoutent les pots de légumes-viande ou légumes-poisson.

Au total, la part de l'alimentation infantile représente de 84 à 100% des apports jusqu'à l'âge de 12 mois.

Enfin, chez les enfants âgés de 13-36 mois, la charcuterie apparait comme contributeur majeur. Chez les plus exposés, on retrouve les mêmes contributeurs jusqu'à 12 mois. En revanche, chez les enfants âgés de 13-36 mois, les charcuteries n'apparaissent plus comme contributeurs majeurs. Mais les boissons lactées, les desserts lactés infantiles et les poissons deviennent des contributeurs majeurs dans cette classe d'âge.

Pour le TBBPA, jusqu'à 12 mois, les préparations infantiles 1^{er} et 2^e âge sont les contributeurs majeurs à l'exposition. Chez les enfants âgés de 13-36 mois, les contributeurs majeurs sont les viennoiseries (56%) et les laits de croissance (26%). Chez les plus exposés, les contributeurs majeurs restent globalement inchangés, sauf pour les laits de croissance qui ne sont plus contributeurs majeurs chez les enfants âgés de 13-36 mois.

PBDE : sous l'hypothèse basse (LB), les contributeurs majeurs du BDE-209 sont :

les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge (avec 94% des apports des enfants âgés de 1-4 mois pour les préparations 1^{er} âge , 65% des apports pour les préparations 2^{ème} âge chez les enfants âgés de 5-6 mois et 45% des apports pour les préparations 2^{ème} âge chez les enfants âgés de 7-12 mois,) : les desserts lactés infantiles (14% des apports des enfants âgés de 5-12 mois), l'ultra frais laitier (14% chez les enfants âgés de 7-12 mois et 33% chez les enfants âgés de 13-36 mois) et les entremets et crèmes dessert (21% chez les enfants âgés de 13-36 mois).

Sept PBDE : Jusqu'à 12 mois, les contributeurs majeurs à l'exposition sont les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge : 97% des apports chez les 1-4 mois pour les préparations 1^{er} âge et 72% des apports pour les préparations 2^{ème} âge chez les enfants âgés de 5-6 mois (40% chez les enfants âgés de 7-12 mois). A partir de 7 mois, certains aliments courants contribuent de façon majeure à l'exposition aux 7 PBDE : les poissons (respectivement 12 et 27% pour les enfants âgés de 7-12 mois et de 13-36 mois) et l'ultra frais laitier (11% pour les enfants âgés de 7-12 mois et 16% pour les enfants âgés de 13-36 mois).

En conclusion : les marges de sécurité (MOS) liés à l'exposition alimentaire ont été calculées en utilisant la BMDL₁₀ de l'EFSA pour le BDE-209 (1700 µg.kg pc⁻¹.j⁻¹). Ces marges sont comprises entre 670 000 et 1 600 000 en considérant l'exposition moyenne, et entre 450 000 et 960 000 en considérant l'exposition au 90^{ème} centile. Ces marges sont donc largement supérieures à la valeur de 2,5 proposée par l'EFSA.

Aucun dépassement de la dose journalière tolérable (DJT) n'est observé pour la somme des sept PBDE, quelle que soit l'hypothèse retenue. Sous l'hypothèse haute (UB), le 90^{ème} centile d'exposition représente à peine 15% de la DJT, quelle que soit la classe d'âge considérée.

Sur la base des connaissances actuelles et des données disponibles, l'exposition alimentaire de la population infantile au BDE-209, à la somme des HBCDD, à la somme des sept PBDE, ainsi qu'au TBBPA est jugée tolérable.

2.9 Teneurs en polybromés dans les eaux et milieux associés

Une note d'appui scientifique et technique (AST) relative à la présence de composés polybromés dans les eaux continentales et les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) a été publiée par l'Anses en 2014⁴.

Outre les questions relatives aux propriétés physico-chimiques, aux sources de contamination et devenir dans l'environnement, aux méthodes analytiques, procédés de traitement des EDCH, cette note d'AST présente une synthèse bibliographique des concentrations des PBDE, des PBB et du HBCDD et du TBBPA dans les eaux continentales et EDCH, documentée au niveau national et international, sur la période allant de janvier 2000 à février 2014.

L'analyse des données de la littérature internationale concernant la contamination des milieux aquatiques par les composés polybromés montre :

- une grande variabilité des concentrations en PBDE, TBBPA et HBCDD selon les sites dans les eaux de surface,
- que les concentrations en PBDE, TBBPA et HBCDD dans les eaux de surface sont inférieures à la dizaine de ng/L et que deux publications, parmi les 24 identifiées, décrivent des concentrations inhabituellement élevées,
- qu'une seule étude portant sur l'analyse de ces composés dans les eaux souterraines a été identifiée,
- qu'une seule étude fait état de la recherche de PBB dans les eaux continentales, le résumé de l'article indiquant que ces molécules n'ont pas été quantifiées dans les échantillons analysés.

Par ailleurs, cette note s'appuie sur les informations issues des bases de données françaises sur l'eau. Parmi les 80481 résultats disponibles dans les bases de données SISE-Eaux et ADES pour la période 2000-2013, les concentrations en PBDE sont inférieures aux limites de quantification dans les eaux de surface et les eaux souterraines dans 99% des cas. D'après la base de données SISE-Eaux, les concentrations en PBDE sont inférieures aux limites de quantification dans tous les échantillons prélevés en sortie de stations de traitement ainsi qu'au niveau des unités de distribution d'EDCH.

Les nouvelles données recueillies pour la période 2014-2015 à l'occasion de la rédaction du Tome 2 du rapport relatif aux composés polybromés ne remettent pas en cause les conclusions de la note d'AST publiée en 2014.

Il apparaît que les concentrations dans les boues d'épuration et sédiments sont variables selon les composés considérés. Le BDE-209 est le congénère de la famille des PBDE majoritaire dans ces matrices.

En conclusion : compte tenu de leurs propriétés hydrophobes et lipophiles et de leur faible probabilité de présence dans les EDCH, une campagne nationale de prélèvements et d'analyses des retardateurs de flamme bromés PBDE, PBB, HBCDD et TBBPA dans les eaux (ressource utilisée pour la production d'EDCH, EDCH distribuées en réseau, eaux conditionnées) ne constitue pas une priorité par rapport à d'autres contaminants chimiques, les sédiments et boues d'épuration étant des matrices plus pertinentes.

⁴ <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2009sa0331-11.pdf>

3 Données de biosurveillance

3.1 Principales conclusions de l'expertise collective de l'INSERM intitulée «Reproduction et environnement» (2011)

La présence de plusieurs représentants de cette classe de polluants chimiques dans certains fluides et tissus biologiques humains est avérée. Dans le sérum ou le lait maternel, les teneurs observées sont, de façon générale, de l'ordre de quelques ng/g de lipide. Une tendance à une diminution des niveaux d'imprégnation a été rapportée pour les principaux congénères de type PBDE depuis le début des années 2000, correspondant à un arrêt de la production et de l'utilisation des deux mélanges industriels penta- et octa- BDE. En revanche, cette observation ne concerne pas le BDE 209, le HBCDD ou encore le TBBPA, les données disponibles concernant ces deux dernières substances sont extrêmement limitées voire inexistantes.

Si les quelques congénères PBDE les plus abondants ont fait l'objet de plusieurs études, il est à noter un manque très net de données concernant les composés qui, par ailleurs, restent ceux autorisés aujourd'hui en tant que retardateurs de flamme, incluant le déca-BDE, le HBCDD et le TBBPA, en termes d'exposition, d'imprégnation, de métabolisme, pharmacocinétique, et de lien avec certains paramètres cliniques.

3.2 Description des populations françaises étudiées

Les données de biosurveillance relatives à l'exposition de la population française aux retardateurs de flamme polybromés concernent les deux études de cohortes ELFE et PELAGIE, composées de femmes enceintes, recrutées sur la période allant de 2002 à 2007.

Cohortes ELFE et PELAGIE

Les niveaux d'imprégnation par les retardateurs de flamme polybromés (RFB) observés dans le cadre du volet périnatal de 2002 à 2007 étaient du même ordre de grandeur, voire inférieurs à ceux mesurés dans les études françaises antérieures. Cette baisse pourrait s'expliquer par une diminution de l'exposition depuis les années 2000, à la suite de la mise en place de l'utilisation de certains RFB, en particulier pour les PBB qui ne sont plus produits, ni utilisés en Europe. Cette diminution était particulièrement marquée pour le BDE 209 dont les restrictions d'usage ont été mises en place en 2008, à la suite des précédentes études réalisées en France. Compte tenu du nombre limité de données d'imprégnation disponibles pour les HBCDD, il n'a pas été possible de constater une éventuelle tendance séculaire en France des niveaux d'imprégnation pour cette famille de RFB.

4 Données disponibles sur les dangers des retardateurs de flamme polybromés

4.1 Classification sur la cancérogénicité

PentaBDE (mélange commercial) :

Molécules de classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (Integrated Risk Information System, (IRIS), US EPA, dernière révision 1990).

BDE 209

Molécule de classe C : substance à possibilité cancérogène pour l'homme. (IRIS, US EPA, 2004).

Groupe 3 : inclassable quant à sa cancérogénicité (Classification du CIRC, 1999).

Les congénères moins bromés sont considérés en classe D (US EPA, 2004).

Le TBBPA évalué par le CIRC est classé possiblement cancérogène pour l'Homme (classe 2A, en préparation).

4.2 Classification en tant que perturbateur endocrinien

Les BDE99, 100 et 209 sont classés en tant que perturbateur endocrinien de catégorie 2 selon la classification DHI⁵.

4.3 Valeurs de référence existantes

Il n'existe pas de valeurs de référence (Valeur toxicologique de référence, Valeur guide de qualité de l'air intérieur ou Valeur limite d'exposition professionnelle) définies par l'Anses pour ces substances.

Les valeurs de référence proposées par les principaux organismes et institutions reconnus au niveau national ou supranational disponibles dans les bases de données toxicologiques sont détaillées dans le tome 3 du rapport.

Concernant les PBDE faiblement bromés (penta-mix et octa-mix), une VTR aiguë pour la voie orale de $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ est proposée sur la base d'une réduction du niveau d'hormone thyroïdienne T4 dans les sérums (foetus de rat) ainsi qu'une VTR pour une exposition intermédiaire par voie orale de $0,007 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ sur la base d'un effet hépatotoxique observé chez le rat (Agency for Toxic Substances and Disease registry, ATSDR (2015)). Il n'y a pas de VTR proposée pour une exposition chronique par voie orale.

Pour une exposition par inhalation, une VTR de $0,006 \text{ mg.m}^{-3}$ a été proposée par l'ATSDR en 2015, sur la base d'un effet thyroïdien observé chez le rat.

⁵ La commission européenne a demandé au *DHI water and environment* de dresser une liste de substances prioritaires par rapport à leur caractéristique PE pour une évaluation ultérieure

Concernant le Déca-mix, une VTR pour une exposition intermédiaire pour la voie orale de $10 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ a été proposée par l'ATSDR en 2015, sur la base d'une toxicité développementale observée chez le rat.

Pour sept PBDE, l'EFSA (EFSA, 2011) propose une dose journalière tolérable de $10 \text{ ng.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition périnatale chez le rat par voie orale, sur la base d'effets neuro-développementaux.

Pour l'HBCDD, l'EFSA (EFSA, 2011) propose une dose journalière tolérable de $3000 \text{ ng.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour une exposition chez la souris par voie orale, sur la base d'effets neuro-développementaux.

Concernant le Penta BDE (mélange commercial ou penta-mix), l'US EPA (1987) propose une VTR de $0,002 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ par la voie orale pour un effet à seuil fondée sur la base d'une induction des enzymes hépatiques, suite à une exposition subchronique observée chez le rat. Pour une exposition par inhalation et pour un effet à seuil, l'US EPA ne propose pas de VTR.

Concernant le BDE 47, l'US EPA (2008) propose une VTR de $0,0002 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ par voie orale pour un effet à seuil, sur la base d'effets sur le neurocomportement observés chez la souris, après une administration unique par gavage.

Concernant le BDE 99, l'US EPA (2008) propose une VTR de $0,0001 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ par voie orale pour un effet à seuil, sur la base d'effets sur le neurocomportement observés chez la souris, après une administration unique par gavage.

Concernant le BDE 153, l'US EPA (2008) propose une VTR de $0,0002 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ par voie orale pour un effet à seuil, sur la base d'effets sur le neurocomportement observés chez la souris, après une administration unique par gavage.

Concernant le BDE 209, l'US EPA (2008) propose une VTR de $0,007 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ par voie orale pour un effet à seuil, sur la base d'effets sur le neurocomportement observés chez la souris, après une administration unique par gavage.

Autres valeurs de référence

Il n'existe pas de dose journalière tolérable référencée sur la liste ESCO⁶ de l'EFSA.

5 Données postérieures aux rapports d'expertise (INSERM (2011) et EFSA (2013))

Le rapport d'expertise collective intitulé «Reproduction et environnement» de l'INSERM comporte un chapitre dédié aux retardateurs de flamme polybromés. L'EFSA a également publié des rapports sur les composés prioritaires (PBDE et HBCDD en 2011, TBBPA en 2013).

⁶ ESCO: projet de coordination scientifique de l'EFSA

Ces rapports ont permis d'identifier les effets pris en compte dans la recherche bibliographique et dont la synthèse est présentée dans le tome 3 du rapport : effets sur les fonctions de reproduction, sur la fonction thyroïdienne, sur le métabolisme, effets sur le cancer, sur les fonctions immunitaires, sur le neurodéveloppement et le foie.

Une synthèse des résumés publiés après 2010 (date de fin de la bibliographie de l'INSERM) figure ainsi dans le tome 3 du rapport.

Les données récentes obtenues sur l'animal indiquent que les RFB exercent une toxicité principalement sur les fonctions hépatiques, hormonales, reproductives mâles et femelles, nerveuses et immunitaires. Certains composés peuvent s'accumuler dans l'organisme. Les données sur la cancérogénicité sont encore limitées, mais les PBDE, les PBB ou les HBCDD ne sont pas considérés comme étant génotoxiques. Les études épidémiologiques sont difficilement interprétables du fait des limites méthodologiques qu'elles soulèvent.

Effets sur la thyroïde :

Les études animales montrent des effets des composés polybromés sur la fonction thyroïdienne et sur leur possible impact indirect sur la fonction de reproduction, compte tenu des interrelations entre ces deux fonctions. D'autres études réalisées chez les poissons et amphibiens ont permis d'affirmer que les retardateurs de flamme bromés ont un effet sur l'axe hypothalamo-thyroïdien. Cependant, ces effets semblent variables selon l'espèce, le produit testé ou le mode d'exposition, ce qui pose la question de savoir précisément à quel niveau de l'axe se produit cette interférence. Par ailleurs, il est pour l'instant impossible d'établir un lien entre les effets développementaux ou sur la reproduction de ces molécules et les anomalies observées de l'axe thyroïdien.

Plusieurs études chez l'Homme se sont intéressées aux liens possibles entre une exposition aux PBDE et des modifications des concentrations circulantes en hormones thyroïdiennes (HT) et/ou TSH. La plupart des études portent sur des expositions chez la femme enceinte ou en période néonatale. Les résultats divergent entre les différentes études et, bien souvent, seul un effectif limité est inclus dans l'étude, limitant ainsi la portée des conclusions.

Actuellement, il est encore difficile de caractériser chez l'Homme la toxicité chronique de ces composés, souvent étudiés sous forme de mélanges dans les études expérimentales, et dont les mécanismes d'action sont différents. Au sein de la famille des PBDE, la toxicité et la stabilité des composés tend à décroître avec l'augmentation du nombre d'atomes de brome.

Effets cancérogènes :

Une récente étude de cancérogénicité du *National Toxicology Program (USA)* de 2 ans (Harvey *et al.*, 2015) a révélé que l'exposition au TBBPA était associée à une nette augmentation du développement des tumeurs utérines, en particulier les cancers utérins, chez le rat. Les caractéristiques morphologiques et moléculaires des cancers de l'utérus chez les rats exposés au TBBPA ressemblent aux tumeurs de haut grade de type I observées chez les femmes, suggérant que l'exposition au TBBPA pourrait augmenter le risque de cancer.

Effets neurocomportementaux : plusieurs études humaines montrent des liens entre exposition aux PBDE et effets neurocomportementaux. Les résultats, parfois imprécis, du fait des effectifs, de la présence d'autres contaminants et d'effets simultanés par exemple sur la thyroïde, doivent être confortés.

D'autres recherches sont nécessaires pour appréhender la neurotoxicité des PBDE. Les coexpositions doivent ainsi être prises en compte. Les différents composés étudiés présenteraient des effets neurotoxiques différents.

3 Conclusions et perspectives

Les composés polybromés sont couramment utilisés comme retardateurs de flamme dans la fabrication de meubles et matériels électroniques. Il s'agit de composés lipophiles, qui donc ont tendance à s'accumuler dans les tissus biologiques riches en lipides.

Ainsi les aliments riches en lipides, et les poissons, constituent, chez l'Homme, une source majoritaire d'exposition *via* l'alimentation. Par ailleurs, les composés polybromés peuvent être présents dans l'environnement intérieur, qu'ils soient émis par volatilisation à partir de mousses ou par abrasion d'équipements présents dans le bâti. Ils se retrouvent ainsi dans l'air intérieur et les poussières des habitations. L'ingestion de poussières semble être une voie d'exposition importante, notamment chez les enfants.

L'usage des composés de la famille des polybromés est encadré par le Règlement REACH et/ou des réglementations sectorielles. La persistance dans l'environnement de certains composés polybromés (pentabromodiphényléther, tétrabromodiphényléther, hexabromodiphényléther, héptabromodiphényléther, HBCDD) malgré leur interdiction peut être à l'origine d'expositions humaines dont on peut craindre qu'elle soit durable. La présence de certains composés dans le lait maternel et le sang rapportée dans des études en Europe est à mettre en rapport avec la persistance de sources d'exposition.

Les effets toxiques des polybromés sur l'Homme ne sont actuellement pas confirmés. Seules des études sur des animaux mettent en évidence des effets potentiels perturbateurs endocriniens, neurotoxiques ou cancérigènes. Les polybromés ne présenteraient pour l'heure qu'une faible toxicité avérée pour l'Homme mais des travaux complémentaires sont nécessaires pour mieux documenter ces effets, les expositions et évaluer les risques potentiels pour la santé qui pourraient en découler.

Au terme de cette analyse, certains composés bromés tels que les BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 et 209, le TBBPA et l'HBCDD ont été considérés par les experts comme pouvant justifier une évaluation. Au titre de la Stratégie Nationale sur les Perturbateurs Endocriniens 2017 (SNPE 2017), le BDE-47 a ainsi été retenu en vue d'une évaluation de son potentiel PE pour l'Homme et pour l'environnement.

Dr Roger GENET

Connaissances relatives aux données de contamination et aux expositions par des composés de la famille des polybromés.

Saisine « n°2009-SA-0331 »

TOME 2

Version d'août 2017

Mots clés

Polybromés, reprotoxicité, perturbation endocrinienne, exposition.

Polybrominated substances, reprotoxicity, endocrine disruption, exposure.

Sigles et abréviations	5
Liste des tableaux	6
Liste des figures	7
1 Contexte, objet et modalités d'élaboration de ce rapport intermédiaire	8
1.1 Contexte.....	8
2 Identification de données de contamination et ou d'exposition aux polybromés	9
2.1 Données relatives aux environnements domestiques et/ou extérieurs	9
Sources d'émission et devenir des polybromés dans les environnements intérieurs et extérieurs.	9
Généralités sur les données disponibles et les composés ciblés	9
Synthèse des données de concentration dans l'air intérieur	22
Synthèse des données de concentration dans l'air extérieur.....	28
2.2 Données relatives aux aliments	36
Données de consommation alimentaire	36
Estimation des concentrations dans les aliments dans la population générale en France Métropolitaine	37
Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population générale en France Métropolitaine	38
Contribution des aliments à l'exposition dans la population générale en France Métropolitaine.....	38
Estimation des concentrations dans les aliments dans la population des moins de 3 ans en France Métropolitaine	40
Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population des moins de 3 ans en France Métropolitaine	40
Contribution des aliments à l'exposition dans la population des moins de 3 ans en France Métropolitaine	41
2.3 Données de contamination des eaux et milieux associés	43
Données de contamination.....	44
2.4 Substituts ou « nouveaux » retardateurs de flamme bromés	49
2.5 Conclusions générales	49
3 Bibliographie.....	51
3.1 Normes.....	68
ANNEXES	69
Annexe 1 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs dans les poussières déposées.....	70
Annexe 2 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs et en DécaBDEs dans les poussières déposées dans les logements	73

Annexe 3 : Synthèse des concentrations en autres retardateurs de flamme bromés dans les poussières déposées dans les logements	76
Annexe 4 : Synthèse des concentrations en pentaBDE dans l'air intérieur des logements	77
Annexe 5 : Synthèse des concentrations en octaBDEs et pentaBDEs dans l'air intérieur des logements.....	79
Annexe 6 : Synthèse des concentrations en autres retardateurs de flamme bromés dans l'air intérieur des logements.....	80
Annexe 7 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs dans l'air extérieur... 	81
Annexe 8 : Synthèse des concentrations en octa et deca BDEs dans l'air extérieur	84
Annexe 9 : Synthèse des données relatives aux autres retardateurs de flamme dans l'air extérieur	86

Sigles et abréviations

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AP-HP : Assistance publique des hôpitaux de Paris

COSV : Composés organiques semi-volatils

CSTB : Centre scientifique et technique du bâtiment

DGS : Direction générale de la santé

EHESP : Ecole des hautes études en santé publique

ERS : Evaluation des risques sanitaires

GC-MS : Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse

GC-MS/MS : Chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem

GT : Groupe de travail

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HBCDD (ou HBCD) : Héxabromocyclododécane

HPLC : Chromatographie liquide haute performance

Ineris : Institut national de l'environnement industriel et des risques

InVS : Institut de veille sanitaire

IRSET : Institut de recherche en santé, environnement et travail

LD : Limite de détection

LQ : Limite de quantification

MEDDTL : Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement

OQAI : Observatoire de la qualité de l'air intérieur

PBB : Polybromobiphényles

PBDE : Polybromodiphényléthers

PCB : Polychlorobiphényles

PE : Perturbateurs endocriniens

PNRPE : Programme national de recherche sur les perturbateurs endocriniens

TBBPA : Tétrabromobisphenol A

Liste des tableaux

Tableau 1 : Recensement des PBDE pour lesquels au moins une étude permettant de quantifier leur présence dans les poussières déposées et/ou l'air intérieur et/ou l'air extérieur est disponible	11
Tableau 2 : Recensement des autres retardateurs de flamme bromés pour lesquels au moins une étude permettant de quantifier leur présence dans les poussières déposées et/ou l'air intérieur et/ou l'air extérieur est disponible	12
Tableau 3 : Concentrations en PBDE dans les poussières sédimentées de 30 logements bretons dans le cadre du projet Ecos-PER (Blanchard <i>et al.</i> 2014a).....	14
Tableau 4 : Concentrations en PBDE mesurées dans les poussières déposées dans le parc des logements habitant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans en France, 2008-2009 (N= 3 581 991).....	15
Tableau 5 : Concentrations en PBDE et en HBCD mesurées dans les poussières de 8 logements en France dans le cadre de la campagne Greenpeace	16
Tableau 6 : Concentrations en PBDE dans les poussières déposées au sol dans les écoles en France, étude pilote de la campagne nationale « écoles » de l'OQAI (Raffy <i>et al.</i> 2011)	17
Tableau 7 : Concentrations médianes et moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans les poussières de logements (littérature étrangère)	19
Tableau 8 : Concentrations moyennes en HBCD et en TBBPA dans les poussières déposées dans des logements (littérature étrangère)	21
Tableau 9 : Concentrations en PBDE dans l'air de 30 logements bretons dans le cadre du projet Ecos-PER (Blanchard <i>et al.</i> 2014a).....	23
Tableau 10 : Concentrations en PBDE dans la phase particulaire de l'air (PM ₁₀) dans le parc national de logements (N=24 672 136)	24
Tableau 11 : Concentrations en PBDE dans l'air des écoles, phases gazeuse et particulaire (Raffy <i>et al.</i> 2011).....	24
Tableau 12 : Concentrations moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans l'air intérieur (littérature étrangère).....	26
Tableau 13 : Concentrations en PBDE mesurés dans l'atmosphère de Paris (n= 8) (Muresan <i>et al.</i> 2010)..	28
Tableau 14 : Concentrations en PBDE et en TBBPA mesurées dans l'atmosphère de Paris et de Lognes en 2011 (Teil <i>et al.</i> 2016).....	29
Tableau 15 : Concentrations en PBDE et en TBBPA mesurées dans l'atmosphère de Paris et de Fontainebleau en 2010 et 2011 (Teil <i>et al.</i> 2016).....	30
Tableau 16 : Concentrations moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans l'air extérieur (littérature étrangère).....	31
Tableau 17: Synthèse des résultats d'exposition (moyenne et 95 ^e percentile) aux composés bromés de la population française (ng/kg pc/j), marge d'exposition (MOE) au 95 ^e percentile d'exposition.....	39
Tableau 18 : Synthèse des conclusions de l'évaluation du risque lié à l'exposition aux polluants organiques persistants	40
Tableau 19 : Composés polybromés figurant dans l'arrêté du 7 août 2015.....	43
Tableau 20: Composés polybromés quantifiés au moins une fois lors de l'étude prospective 2012 (tableau établi sur la base du rapport de Botta <i>et Dulio</i> , 2014)	44
Tableau 21: Synthèse des teneurs en composés polybromés dans les sédiments rapportées dans la littérature scientifique (ng/g poids sec)	45

Tableau 22: Résultats relatifs à la caractérisation de composés polybromés dans les boues issues de 12 STEU en France (Etude Ineris, 2014)	47
Tableau 23 : Teneurs en composés polybromés dans les boues d'épuration issues de deux STEU en République Tchèque (Stiborova et al., 2015)	48
Tableau 24: Teneurs en composés polybromés dans les boues d'épuration (« boues secondaires ») issues de cinq STEU proches de Barcelone, Espagne (Cristale et Lacorte, 2015)	48

Liste des figures

Figure 1 : Ordre de grandeur des concentrations médianes en BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209 dans les poussières de logements en ng.g-1 (N=nombre d'études considérées) (Seules les données quantifiées sont présentées sur cette figure)	35
---	----

1 Contexte, objet et modalités d'élaboration de ce rapport intermédiaire

1.1 Contexte

En 2009, le ministère chargé de la santé a saisi l'Afssaps, l'Afssa, l'Afsset, l'InVS et l'INPES en vue d'une expertise sur la question des PE rentrant dans leurs champs de compétences respectifs. L'Inserm, pour sa part, a notamment été chargé de réaliser une expertise collective sur les effets de substances dites PE en rassemblant et en analysant l'ensemble de la littérature scientifique disponible. Sur la base des substances identifiées *via* cette expertise comme préoccupantes pour leur toxicité sur la reproduction et/ou leur action de PE, l'Agence a été saisie, avec pour mission :

- de hiérarchiser les substances à étudier en priorité,
- d'identifier les produits et articles contenant des substances reprotoxiques ou susceptibles de l'être (PE notamment),
- d'analyser et, si possible, de quantifier les voies d'exposition de la population générale à ces substances. Une analyse spécifique sera réalisée concernant les populations vulnérables et les personnes exposées à ces substances dans un cadre professionnel, à travers l'utilisation de produits destinés au grand public,
- de procéder à une évaluation des risques et des bénéfices (les bénéfices sanitaires attendus pour certains produits).

L'un des objectifs de ce travail est, *in fine*, d'identifier les substitutions possibles pour les produits ou substances pour lesquels un risque sanitaire aurait été mis en évidence en s'assurant que les candidats à la substitution identifiés aient pu faire l'objet d'une évaluation des risques préalable à leur autorisation.

Parmi les substances listées dans la saisine de la DGS de 2009 figuraient les composés de la famille des polybromés.

1.2 Méthodologie

Compte-tenu de la disparité des données et du nombre important de congénères, **une priorisation** a été faite des substances de la famille des polybromés devant être incluses dans le présent rapport. Les effets des congénères pour lesquels des données de contamination dans les milieux entrant dans le champ de compétences de l'Agence (air, eau, alimentation) existent ont été étudiés, à savoir :

- les polybromodiphényléthers (PBDE), particulièrement les BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 et 209 ;
- le tétrabisphténol A (TBBPA) ;
- l'hexabromocyclodécane (HBCDD).

2 Identification de données de contamination et ou d'exposition aux polybromés

2.1 Données relatives aux environnements domestiques et/ou extérieurs

Sources d'émission et devenir des polybromés dans les environnements intérieurs et extérieurs.

Les données de contamination relatives aux environnements intérieurs et/ou extérieurs ont été recherchées pour les substances listées dans la saisine DGS (saisine 2009-SA-0331) relative aux risques sanitaires pour le consommateur liés à la présence de substances reprotoxiques et/ou PE présentes dans des produits mis sur le marché en France, c'est-à-dire pour le tétra bromodiphényléther (mélange commercial composé majoritairement de BDE 47 n°CAS : 5436-43-1) et le déca bromodiphényléther (BDE 209) (n°CAS : 1163-19-5). Cette recherche a été étendue à l'ensemble des PBDE et aux autres retardateurs de flamme bromés.

La présence de retardateurs de flamme bromés dans l'air intérieur, l'air extérieur et les poussières intérieures est documentée à partir des données de la littérature. Une recherche bibliographique sur la période 2000-2016 (fin de la recherche : février 2016) a été réalisée dans les bases de données Scopus et Pubmed, à partir du nom de chaque substance et de leurs principaux synonymes et des mots clefs suivants : « air pollution » OR « indoor air » OR « housing » OR « dust » OR « environmental exposure » OR « environmental monitoring » OR « personal exposure ». Ces recherches visant à documenter l'exposition de la population générale, les études présentant des résultats de mesures en milieu professionnel (e.g. usines d'incinération) ont été référencées mais n'ont pas été prises en compte pour la suite des travaux. De même, les résultats des études portant sur le développement de méthodes d'analyse des retardateurs de flamme bromés dans les différentes matrices ne sont pas rapportés. Enfin, compte tenu du nombre important d'études identifiées, les données présentées dans ce rapport se limitent aux études françaises, européennes, nord-américaines et japonaises, en accord avec l'arbre décisionnel, adopté par le Groupe de travail (GT) « perturbateurs endocriniens » lors des précédentes expertises sur les substances reprotoxiques et/ou PE (Anses, 2013), sur la sélection des études à considérer en vue d'une ERS.

Généralités sur les données disponibles

En France, les données disponibles sont principalement celles obtenues dans le cadre du projet Ecos-Habitat (Exposition cumulée aux composés organiques semi-volatils dans l'habitat). Ce projet, toujours en cours, vise à acquérir des données de contamination dans l'air et les poussières déposées dans les logements à l'échelle nationale à des fins d'évaluation des expositions et des risques pour la santé (Glorennec *et al.* 2011). Les mesures environnementales réalisées dans le cadre du projet ont bénéficié des financements du Programme national de recherche sur les perturbateurs endocriniens (PNRPE, convention n°2100522667), du programme de recherche Environnement-Santé-Travail de l'Anses (convention n°EST-2011/1/128), de l'OQAI (conventions 2011, 2012 et 2013) et des fonds propres de l'École des hautes études en santé publique (EHESP) et du Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB). Il est mené de 2011 à 2017 par des équipes scientifiques de l'EHESP / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé (LERES) / Institut de recherche en santé, environnement et travail (IRSET, UMR Inserm

1085) et du CSTB dans le cadre des travaux de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI). Il comporte plusieurs composantes qui seront développées dans la suite de ce rapport :

- Le projet Ecos-PER, portant sur la contamination en COSV de l'air (phases gazeuse et particulaire séparément) et des poussières déposées au sol de 30 logements (Blanchard *et al.* 2014a) ;
- Le projet Ecos-POUSS, portant sur des mesures de COSV dans les poussières déposées, dans un échantillon représentatif des logements des enfants âgés de 6 mois à 6 ans, instrumentés en 2008-2009 dans le cadre du projet Plomb Habitat¹ (les mesures de COSV ont été réalisées sur la matrice collectée au sein du sac d'aspirateur familial) (Mandin *et al.* En cours de publication) ;
- Le projet Ecos PM, portant sur l'analyse de COSV dans la phase particulaire de l'air (PM₁₀) des échantillons prélevés en 2003-2005 dans le cadre de la campagne logements de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) (échantillon de logements représentatif des résidences principales de France métropolitaine) (Mandin *et al.* 2016).

Les composés analysés dans ces trois volets du projet Ecos-Habitat ont été sélectionnés d'une part sur une hiérarchisation fondée sur leur toxicité et leur présence dans les environnements intérieurs (revue de la littérature scientifique) (Bonvallot *et al.* 2010 ; Mercier *et al.* 2011) et d'autre part sur la disponibilité de techniques permettant d'analyser conjointement les composés de façon à réduire le coût et le temps d'analyse.

In fine, 57 composés pouvant être analysés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) ont été analysés dans le cadre du projet Ecos-PER, 48 composés pouvant être analysés par GC-MS et par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC-MS/MS) ont été analysés dans le cadre du projet Ecos-POUSS et 66 composés ont été mesurés dans le cadre du projet Ecos-PM. Ces composés appartiennent à différentes familles chimiques : pesticides, phtalates, polychlorobiphényles (PCB), PBDE, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), alkylphénols, bisphénols, muscs synthétiques, tributylphosphate, triclosan.

Les protocoles et les résultats de ces trois projets sont présentés dans les sections *ad-hoc* de ce rapport. Un quatrième volet, ayant pour objectif de modéliser les concentrations dans la phase gazeuse de l'air intérieur à partir des concentrations de COSV mesurées dans les poussières (Ecos-POUSS) ou mesurées dans la phase particulaire de l'air (Ecos-PM) se poursuit actuellement (Wei *et al.* 2016a ; Wei *et al.* 2016b).

Les composés bromés pour lesquels des données de contamination des poussières, de l'air intérieur et de l'air extérieur sont disponibles en France et/ou à l'étranger sont recensés dans les tableaux 1 et 2.

¹ Le projet plomb habitat, mené par des équipes scientifiques de l'EHESP (LERES) et de l'IRSET en partenariat avec le CSTB, l'APHP et l'InVS, visait à évaluer les expositions au plomb des enfants et identifier les facteurs de risques environnementaux afin de mettre en place des mesures de prévention efficaces (Gloennec *et al.* 2015).

Tableau 1 : Recensement des PBDE pour lesquels au moins une étude permettant de quantifier leur présence dans les poussières déposées et/ou l'air intérieur et/ou l'air extérieur est disponible

Composés		Poussières déposées (logements)		Poussières déposées (autres environnements intérieurs ^b)		Air intérieur (logements)		Air intérieur (autres environnements intérieurs ^b)		Air extérieur	
		France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a
TriBDE	BDE17		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE 25						✓		✓		
	BDE28	✓	✓		✓	✓	✓		✓		✓
	BDE32										✓
	BDE35										✓
	BDE37										✓
TétraBDE	BDE47^c	✓	✓		✓	✓	✓		✓		✓
	BDE49		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE66		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE71		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE 75				✓		✓		✓		
PentaBDE	BDE85	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓
	BDE99	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	BDE100	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	BDE 116								✓		
	BDE119	✓	✓	✓	✓		✓		✓		✓
	BDE120										✓
HexaBDE	BDE138		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE153	✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓
	BDE154	✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓	✓
	BDE166		✓		✓						✓
HeptaBDE	BDE183		✓		✓		✓		✓	✓	✓
	BDE184		✓				✓		✓		
	BDE190		✓		✓						✓
	BDE191		✓				✓		✓		
OctaBDE	BDE196		✓		✓		✓				✓
	BDE197		✓		✓				✓		✓
	BDE201		✓								

Composés	Poussières déposées (logements)		Poussières déposées (autres environnements intérieurs ^b)		Air intérieur (logements)		Air intérieur (autres environnements intérieurs ^b)		Air extérieur		
	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	
BDE	BDE202	✓									
	BDE203		✓		✓						
	BDE205		✓							✓	
NonaBDE	BDE206		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE207		✓		✓		✓		✓		✓
	BDE208		✓		✓		✓		✓		✓
DécaBDE	BDE209^c	✓	✓		✓		✓		✓	✓	✓

^a Étranger : Europe, États-Unis, Japon.

^b Autres environnements intérieurs : bureaux, écoles, crèches, garages, voitures.

^c Les BDE 47 et BDE 209 sont les deux congénères intégrés initialement dans la saisine 2009-SA-0331 de la DGS.

Tableau 2 : Recensement des autres retardateurs de flamme bromés pour lesquels au moins une étude permettant de quantifier leur présence dans les poussières déposées et/ou l'air intérieur et/ou l'air extérieur est disponible

Retardateurs de flamme bromés ²	Poussières déposées (logements)		Poussières déposées (autres environnements intérieurs ^b)		Air intérieur (logements)		Air intérieur (autres environnements intérieurs ^b)		Air extérieur	
	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a
α-HBCD		✓		✓				✓		
β-HBCD		✓		✓				✓		
γ-HBCD		✓		✓				✓		
ΣHBCD		✓		✓		✓		✓		✓
TBBPA		✓		✓		✓		✓		
TBBPA-BDBPE		✓								

² HBCD : Héxabromocyclododécane ; TBBPA : Tétrabromobisphénol A ; TBE : tétrabromoéthane ; TBP-AE : Allyl-2,4,6-tribromophényl éther ; BTB PE : 1,2-Bis(2,4,6-tribromophénoxy)éthane ; TBP DBPE : 2,3-Dibromopropyl-2,4,6-tribromophényl éther ; BATE : 2-Bromoallyl-2,4,6-tribromophényl éther ; EH TBB : 2-éthylhexyl-2,3,4,5-tétrabromobenzoate ; BEH-TEBP : Bis(2-éthylhexyl)tétrabromophtalate ; HBB : Hexabromobenzène ; DBE-DBCH : 1,2-Dibromo-4-(1,2-dibromoethyl)-cyclohexane ; β TBCO : 1,2,5,6-tétrabromocyclooctane ; DBDPE : Decabromodiphényl éthane ; OBTMPI : Octabromotriméthylphénylindane.

Retardateurs de flamme ² bromés	Poussières déposées (logements)		Poussières déposées (autres environnements intérieurs ^b)		Air intérieur (logements)		Air intérieur (autres environnements intérieurs ^b)		Air extérieur	
	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a	France	Etranger ^a
TBE				✓						✓
TBP-AE				✓						✓
BTB PE		✓								✓
TBP DBPE										✓
BATE										✓
EH-TBB				✓						✓
BEH-TEBP				✓						✓
HBB		✓		✓				✓		✓
α DBE-DBCH		✓								
β DBE-DBCH		✓								✓
γ DBE-DBCH		✓								
β TBCO										✓
DBE-DBCH				✓						✓
DBDPE		✓		✓		✓				✓
HCDBCO (ou DBHCTD)		✓								
OBTMPI		✓								

^a Étranger : Europe, États-Unis, Japon.

^b Autres environnements intérieurs : bureaux, écoles, crèches, garages, voitures.

Les résultats de mesure relatifs à l'ensemble des congénères listés dans les tableaux 1 et 2 sont présentés dans les annexes 1 à 9.

Les données présentées dans le corps du rapport concernent :

- Pour les données françaises : l'ensemble des congénères mesurés dans les études ;
- Pour les données étrangères (Europe, Amérique du nord, Japon) : uniquement les données relatives aux congénères mesurés dans l'alimentation et l'eau, en vue d'une ERS agrégée.

Synthèse des données de concentration dans les poussières déposées dans les environnements intérieurs

Données en France

Projet Ecos-PER

L'objectif de cette étude était de documenter les concentrations de plusieurs COSV dans l'air (phases gazeuse et particulaire) et dans les poussières sédimentées de 30 logements français. Neuf PBDE ont été mesurés dans le cadre de cette étude (BDE 28, 47, 85, 99, 100, 119, 153, 154, 209) (Blanchard *et al.* 2014a).

Les logements ont été sélectionnés dans le département d'Ille-et-Vilaine (35) au sein de la cohorte Pélagie³ incluant environ 3500 femmes au premier trimestre de leur grossesse au moment de l'inclusion (2002-2006), et dont les enfants les plus âgés ont aujourd'hui 10 ans. Parmi les 30 logements sélectionnés, 12 sont localisés en zone dite « périurbaine » (population > 20 000 habitants) et 18 en zone dite « rurale » (population < 20 000 habitants). L'échantillon est composé de 27 maisons et 3 appartements. Les mesures ont été réalisées entre décembre 2010 et mars 2011.

Un échantillon de poussières sédimentées a été collecté dans chacun des logements à l'aide d'un aspirateur spécifiquement modifié, de sorte que la poussière n'entre jamais en contact avec les éléments en plastique de l'aspirateur, source potentielle de contamination secondaire. Pour ce faire, une cartouche d'extraction en cellulose a été insérée à l'extrémité du tube de l'aspirateur. Les prélèvements ont été réalisés dans la pièce de vie principale (salon/séjour). Après examen visuel, lorsque la quantité de poussières requise pour les analyses (200 mg après tamisage) n'était pas atteinte, le prélèvement a été étendu aux pièces voisines (chambre de l'enfant notamment). Avant analyse par GC-MS, les échantillons de poussières ont été tamisés à 100 µm de manière à éliminer les particules grossières de l'échantillon brut et à retenir les particules susceptibles d'adhérer aux mains des enfants.

Les résultats de mesure des PBDE dans les poussières sédimentées des 30 logements sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 : Concentrations en PBDE dans les poussières sédimentées de 30 logements bretons dans le cadre du projet Ecos-PER (Blanchard *et al.* 2014a)

Logements	BDE 28	BDE 47	BDE 85	BDE 99	BDE 100	BDE 119	BDE 153	BDE 154	BDE 209
N^a	30	22	30	21	30	30	30	30	16
% > LQ	0	18	0	14	0	0	0	0	44
Min (ng.g⁻¹)	<60	<60	<60	<60	<60	<60	<60	<60	< 500
Max (ng.g⁻¹)	< 1800	230	<1800	280	<1800	<1800	< 1800	< 1800	1700
Med (ng.g⁻¹)	-	70	-	< 60	-	-	-	-	< 500

³ PELAGIE est une étude de cohorte mères-enfants incluant les femmes enceintes : jusqu'au terme de la grossesse puis les enfants sur plusieurs années.

^a N correspond au nombre d'échantillons considérés. En effet, les LQ différant d'un échantillon à l'autre du fait des quantités de poussières prélevées différentes, certains échantillons n'ont pas pu être exploités.

Seuls le BDE 47, le BDE 99 et le BDE 209 ont pu être quantifiés dans respectivement 18 %, 14 % et 44 % des échantillons.

Projet Ecos-POUSS

L'objectif de ce volet du projet ECOS-Habitat est de documenter les concentrations en 48 COSV, dont 9 PBDE, dans les poussières déposées au sol des logements français occupés par les jeunes enfants. Les échantillons de poussières ont été obtenus à partir de sacs d'aspirateurs domestiques collectés en 2008-2009 lors de la campagne Plomb-habitat (Lucas *et al.* 2012).

Des tests de conservation ont permis de sélectionner les sacs ayant été conservés dans des conditions, notamment de température, permettant de garantir la stabilité des substances (Blanchard *et al.* 2014b). Seuls les sacs stockés dans des conditions adéquates de conservation et présentant suffisamment de poussières après tamisage à 100 µm, soit une quantité minimale de 200 mg, ont été retenus. Certains sacs ont été exclus du fait d'un usage particulier de l'aspirateur (aspiration au niveau de cheminées, terrasses extérieures ou barbecues). Au final, 145 échantillons de poussières de sacs d'aspirateur ont été analysés. Les échantillons ont ensuite été analysés par GC-MS ou par GC-MS/MS. L'application de poids de sondage a permis d'exprimer les concentrations mesurées à l'échelle du parc des logements habités par les enfants de 6 mois à 6 ans en France métropolitaine.

Les résultats de mesure des 9 PBDE sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 : Concentrations en PBDE mesurées dans les poussières déposées dans le parc des logements habitant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans en France, 2008-2009 (N= 3 581 991)

Composés	% > LD	% > LQ	P5	Med	P95	Max	Moy
			ng.g ⁻¹				
BDE 28	7	0	< LD ^a	< LD ^a	< LQ ^b	< LQ ^b	NC
BDE 47	86	54	< LD	17,4	123	941	NC
BDE 85	13	3	< LD ^a	< LD ^a	< LQ ^b	103	NC
BDE 99	90	62	< LD ^a	245	162	1744	NC
BDE 100	38	8	< LD ^a	< LD ^a	29,8	432	NC
BDE 119	1	0	< LD ^a	< LD ^a	< LD ^a	< LQ ^b	NC
BDE 153	20	3	< LD ^c	< LD ^c	< LQ ^d	223	NC
BDE 154	20	3	< LD ^c	< LD ^c	< LQ ^d	161	NC
BDE 209	98	88	< LQ ^d	757	184 600	238 200	1569

^a LD = 5,3 ng.g⁻¹

^b LQ = 13,2 ng.g⁻¹

^c LD = 21,1 ng.g⁻¹

^d LQ = 52,6 ng.g⁻¹

NC : Non calculé

Les résultats de cette étude montrent que :

- Les BDE 28 et 119 n'ont jamais été quantifiés, et sont néanmoins présents dans 7 % et 1 % des logements.

- Le BDE 47, 99 et 209 sont les congénères prépondérants, et ont été quantifiés respectivement dans 54 %, 62 % et 88 % des logements.
- Les concentrations mesurées pour les BDE 47, 99 et 209 sont supérieures à celles mesurées dans le cadre du projet Ecos-PER. Cela est probablement lié à la différence des limites de quantification et de détection de ces projets.

Autres données

Greenpeace a réalisé en 2003 une campagne de mesure dans les poussières déposées dans des logements dans cinq pays (Allemagne, Espagne, France, Italie, Slovaquie) (Greenpeace, 2003). Cinq familles de substances chimiques ont été recherchées : des retardateurs de flamme bromés (PBDE, PBB, HBCD, TBBPA), des organoétains, des phtalates, des paraffines chlorées et des alkylphénols. Cette étude présente également les résultats d'une autre campagne de mesures réalisées par Greenpeace au Royaume-Uni et ayant recherché les mêmes familles de substances. Les prélèvements de poussières ont été réalisés à l'aide du même aspirateur commercial dans chaque pays, dans une pièce au minimum selon la quantité de poussières présente, par un employé ou un bénévole de Greenpeace. Les poussières ont ensuite été tamisées (2 mm). Les extraits ont ensuite été analysés par le même laboratoire au Royaume-Uni, par GC-MS. En France, au total, huit échantillons de poussières ont été analysés.

Les résultats des concentrations des retardateurs de flamme bromés mesurées dans les poussières de huit logements en France sont présentés ci-dessous :

Tableau 5 : Concentrations en PBDE et en HBCD mesurées dans les poussières de 8 logements en France dans le cadre de la campagne Greenpeace

Composés	Moyenne	Médiane	Composés	Moyenne	Médiane
	ng.g ⁻¹			ng.g ⁻¹	
BDE28	0,95	0,25	BDE100	17,4	6,2
BDE47	56,7	24	BDE119	< LQ ^a	< LQ ^a
BDE49	0,85	0,25	BDE138	1,38	< LQ ^a
BDE66	1,18	< LQ ^a	BDE154	11,5	2,8
BDE71	9,98	4,9	BDE183	13,6	8,0
BDE75	< LQ ^a	< LQ ^a	BDE190	< LQ ^b	< LQ ^b
BDE77	< LQ ^a	< LQ ^a	BDE209	919	420
BDE85	7,23	0,9	HBCD	567	485
BDE99	117,7	28,5			

^a LQ = 0,3 ng.g⁻¹

^b LQ = 2,2 ng.g⁻¹

Le TBBPA et le BDE 153 n'ont pas pu être quantifiés en raison d'interférences liées à leur co-élution avec d'autres composés. Plusieurs congénères de PBB ont également été recherchés dans cette étude, mais toutes les mesures étaient inférieures à la limite de quantification (pour les BB 15, 49, 52, 101 : LQ = 0,3 ng.g⁻¹ et pour le BB 209 : LQ=3 ng.g⁻¹).

Données dans les écoles

Des mesures de cinq PBDE (47, 85, 99, 100 et 153) dans l'air et les poussières déposées au sol dans les écoles sont actuellement en cours dans le cadre de la campagne nationale de l'OQAI

dans un échantillon représentatif des écoles maternelles et élémentaires de France métropolitaine (600 salles de classe) (Raffy *et al.* 2011).

Les protocoles de prélèvement et d'analyse dans l'air et les poussières ont préalablement été testés dans 90 classes de 30 écoles d'Ille et Vilaine d'octobre 2009 à juin 2010 (Raffy *et al.* 2011 ; Raffy *et al.* 2016). Au total, 55 COSV, dont quatre PBDE ont été analysés dans l'air et les poussières. Deux méthodes de prélèvement ont été mises en œuvre et comparées pour les poussières sédimentées : le prélèvement par lingette (exprimé en ng.m^{-2}) et le prélèvement par aspirateur (exprimé en ng.g^{-1} et ng.m^{-2}).

S'agissant d'une étude pilote, les limites de quantification dans l'air et les poussières n'ont pas été optimisées, les gammes très différentes de concentrations des composés recherchés n'étant pas connues préalablement. Les résultats des concentrations des polybromés dans les poussières déposées sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Concentrations en PBDE dans les poussières déposées au sol dans un échantillon d'écoles en France de l'étude pilote de la campagne nationale « écoles » de l'OQAI (Raffy *et al.* 2011)

Méthode de prélèvement	Composés	Min	P5	Med	P95	Max
Aspiration (ng.g^{-1}) ^a	BDE85	< LQ				
	BDE99	< LQ	< LQ	< LQ	323	546
	BDE100	< LQ	< LQ	< LQ	133	229
	BDE119	< LQ				
Aspiration (ng.m^{-2}) ^b	BDE85	< LQ				
	BDE99	< LQ	< LQ	< LQ	27,3	628
	BDE100	< LQ	< LQ	< LQ	14,5	257
	BDE119	< LQ				
Lingettes (ng.m^{-2}) ^c	BDE85	< LQ				
	BDE99	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	406
	BDE100	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	193
	BDE119	< LQ				

^a LQ = 63 ng.g^{-1}

^b Les valeurs de LQ ne sont pas présentées dans le rapport de l'OQAI puisque toutes les valeurs sont ajustées à la surface échantillonnée.

^c LQ = 40 ng.m^{-2}

Le BDE 85 et le BDE 119 n'ont jamais été quantifiés dans les poussières au sol, quelle que soit la méthode de prélèvement (prélèvements par aspiration et par lingettes). Pour le BDE 99 et le BDE 100, les teneurs sont quasi systématiquement inférieures aux limites de quantification. Les concentrations maximales mesurées sont plus élevées dans les prélèvements par aspiration par rapport aux prélèvements par lingettes.

A titre de comparaison, les concentrations mesurées dans les poussières au sol des écoles sont :

- inférieures à celles des logements mesurées dans le cadre du projet Ecos-POUSS ;
- du même ordre de grandeur que celles des logements mesurées dans le cadre du projet Ecos-PER.

Données à l'étranger

En complément des données françaises, les données européennes, nord-américaines et japonaises, publiées après 2000, relatives à la contamination des poussières des logements en retardateurs de flamme bromés ont été recensées. Les données de contamination issues de 48 études d'intérêt ont été retenues et compilées. A noter que, dans le cadre de ce rapport, les publications n'ont pas fait l'objet d'une analyse visant à déterminer la qualité des données. Notamment, les modalités de prélèvement et d'analyse n'ont pas été analysées en détail et seuls les résultats publiés sont présentés. Dans la quasi-totalité des études, les prélèvements de poussières ont été réalisés soit par collecte du sac d'aspirateur domestique, soit par une aspiration dédiée au prélèvement en utilisant des aspirateurs dont l'embout a été modifié pour éviter les contaminations (du fait d'analyses conjointes de plastifiants notamment). La collecte du sac domestique est simple à mettre en œuvre, mais les conditions de collecte des échantillons ne sont pas connues. Or le lieu d'échantillonnage des poussières (sol, plinthes, meubles, bouche ou filtre du système de ventilation...) est important à connaître pour évaluer l'exposition potentielle des résidents. Une fois prélevées, les poussières sont tamisées pour éliminer les fragments grossiers (ou débris) les plus volumineux. La fraction de tamisage a une influence sur l'homogénéité des extraits et sur l'accumulation des contaminants dans les poussières. Il n'existe actuellement pas de consensus sur la fraction de tamisage des poussières et dans certaines études, les poussières ne sont pas tamisées. L'analyse est ensuite réalisée par GC-MS ou par GC-MS/MS. L'analyse du BDE 209 est souvent séparée de celle des autres PBDE en raison de difficultés analytiques liées à sa dégradation et de son temps d'éluion important. Des difficultés analytiques liées à la coélution de plusieurs congénères PBDE, ou de PBDE et d'autres retardateurs de flamme bromés ou de PCB ou de certains pesticides sont également rapportées (Covaci *et al.* 2003 ; Stapleton *et al.* 2006).

Données relatives aux PBDE

Les BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209 sont les composés ayant fait l'objet du plus grand nombre de publications. Cependant des données de contamination dans les poussières ont été identifiées pour de nombreux PBDE appartenant aux trois grandes familles de polybromodiphényléthers, les penta, octa et déca PBDE. La liste exhaustive des composés identifiés est la suivante : BDE17 ; 28 ; 47 ; 49 ; 66 ; 71 ; 85 ; 99 ; 100 ; 119 ; 138 ; 153 ; 154 ; 166 ; 183 ; 184 ; 190 ; 191 ; 196 ; 197 ; 201 ; 202 ; 203 ; 205 ; 206 ; 207 ; 208 ; 209.

Les autres congénères des PBDE n'ont pas été identifiés dans la littérature comme ayant fait l'objet de mesures de concentrations dans les poussières.

Les données de contamination présentées dans ce rapport se limitent aux poussières des logements. Dans plusieurs des études identifiées, les retardateurs de flamme ont également été mesurés :

- **dans des bureaux** : Suzuki *et al.* 2006 ; Harrad *et al.* 2006 ; Harrad *et al.* 2008 ; Abdallah et Harrad, 2009 ; Batterman *et al.* 2010 ; D'Hollander *et al.* 2010 ; Watkins *et al.* 2011 ; Brommer *et al.* 2012 ; De Wit *et al.* 2012 ; Watkins *et al.* 2013 ; Thuresson *et al.* 2012 ; Besis *et al.* 2014 ; Brommer et Harrad, 215 ; Newton *et al.* 2015 ;
- **dans des écoles** : Cequier *et al.* 2014 ; Brommer et Harrad, 2015 ;
- **dans des crèches** : Thuresson *et al.* 2012 ; De Wit *et al.* 2012 ; Fromme *et al.* 2014b ; La Guardia *et al.* 2015 ; Bradman *et al.* 2014 ; Newton *et al.* 2015 ;
- **dans des garages** : Batterman *et al.* 2014 ;
- **dans des voitures** : Harrad *et al.* 2006 ; Harrad *et al.* 2008 ; Lagalante *et al.* 2009 ; Wei *et al.* 2009 ; Abdallah et Harrad, 2009 ; Harrad et Abdallah. 2011 ; Lagalante *et al.* 2011 ; Thuresson *et al.* 2012 ; Kalachova *et al.* 2012 ; Brandsma *et al.* 2014 ; Brommer *et al.* 2012 ; Brommer et Harrad, 2015.

Dans les **logements**, les données de concentrations pour les différents composés de la famille des PBDE disponibles dans les études étrangères sont reportées en annexes 1 et 2. Ces concentrations sont présentées, de manière synthétique dans le tableau 7 pour les BDE ayant fait l'objet de mesures dans les aliments et les eaux, pour permettre une mise en perspective des contributions des voies et média d'exposition (Cf. Chapitres 2.2 et 2.3). Les données renseignées dans ce tableau ne concernent que les concentrations médianes ou moyennes en PBDE les plus élevées recensées dans la littérature. Les PBDE qui ont fait l'objet de mesures se révélant inférieures à la limite de détection ne sont pas retenus dans ce tableau mais sont présentés dans les annexes 1 et 2.

Tableau 7 : Concentrations médianes et moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans les poussières de logements (littérature étrangère)⁴

Composés	Référence, pays [année(s) des prélèvements]	Moyennes et/ou médianes (ng.g ⁻¹) [n ^a]	Lieu, méthode et fraction de tamisage des poussières prélevées
BDE28	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 50 [12] Med = 26 [12]	Salon, aspirateur spécifique, pas de tamisage
BDE47	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA ; [2006-2007]	Moy = 6 400 [12]	Salon, aspirateur spécifique, pas de tamisage
	Quiros-Alcala <i>et al.</i> 2011 ; USA [NR]	Med = 3100 [29]	Salon, chambre d'enfant, aspirateur spécifique, <150 µm
BDE99	Allen <i>et al.</i> 2008 ; USA [2006]	Moy = 2 460 [20]	Tapis moquette chambre ou salon ; aspirateur spécifique, <150µm
	Quiros-Alcala <i>et al.</i> 2011 ; USA [NR]	Med = 5480 [29]	Salon, chambre d'enfant, aspirateur spécifique, <150 µm
BDE100	Allen <i>et al.</i> 2008 ; USA [2006]	Moy = 436 [20]	Tapis moquette chambre ou salon ; aspirateur spécifique,

⁴ Références : (Allen *et al.* 2008, Batterman *et al.* 2009, Dodson *et al.* 2012, Harrad *et al.* 2008, Quiros-Alcala *et al.* 2011, Wenning *et al.* 2006, Whitehead *et al.* 2013)

Composés	Référence, pays [année(s) des prélèvements]	Moyennes et/ou médianes (ng.g ⁻¹) [n ^a]	Lieu, méthode et fraction de tamisage des poussières prélevées
			<150µm
	Quiros-Alcala <i>et al.</i> 2011 ; USA [NR]	Med = 1060 [29]	Salon, chambre d'enfant, aspirateur spécifique, <150 µm
BDE153	Wenning <i>et al.</i> 2006 ; USA [NR]	Moy = 276 [9]	Filtre air conditionné ou aspirateur spécifique (HSV3 ^b), <3 µm
	Whitehead <i>et al.</i> 2013 ; USA [2001-2007]	Med = 310 [292]	Aspirateur domestique ; <150 µm
BDE154	Batterman <i>et al.</i> (USA- 2009) ; [2006-2007]	Moy = 430 [12]	Salon, apirateur spécifique, pas de tamisage
	Dodson <i>et al.</i> 2012 [2006]	Med = 240 [16]	Pièces de vie, aspirateur spécifique, <150 µm
BDE183	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 840 [12] Med = 220 [12]	Salon, apirateur spécifique, pas de tamisage
BDE209	Harrad <i>et al.</i> 2008 ; R.- U. [2006-2007]	Moy = 260 000 [30]	Aspirateur domestique, <500µm
		Med = 260 000 [30]	

^a n correspond au nombre de prélèvements ; b : HVS3 pour *High Volume Small Surface Sampler*.
[NR] : année(s) non renseignée(s)

Les concentrations moyennes en BDE 28, 100, 153, 154, 183 sont de l'ordre de la centaine de ng.g⁻¹. Les concentrations moyennes en BDE 47 et 99 sont de l'ordre de 1000 ng.g⁻¹ tandis que la concentration moyenne en BDE 209 est plus élevée, de l'ordre de 100 000 ng.g⁻¹.

La concentration médiane en BDE 28 est de l'ordre de la dizaine de ng.g⁻¹. Les concentrations moyennes en BDE 153, 154 et 183 sont de l'ordre de 100 ng.g⁻¹, celle en BDE 47, 99 et 100 sont de l'ordre de 1000 ng.g⁻¹ tandis que la concentration moyenne en BDE 209 est plus élevée, de l'ordre de 100 000 ng.g⁻¹.

Les données de concentrations moyennes et médianes retrouvées dans la littérature étrangère sont globalement supérieures aux données françaises.

Une explication soulevée par plusieurs auteurs (Birnbaum et Staskal, 2004) est une réglementation sur la lutte contre les incendies plus contraignante aux Etats -Unis et 'au Royaume-Uni, ayant conduit à une utilisation plus importante de retardateurs de flamme dans le mobilier et les matériaux de construction. De plus, les conditions de prélèvement, de traitement et d'analyse des échantillons peuvent potentiellement avoir un impact important sur les fréquences

de détection des composés et sur les concentrations mesurées. Ainsi, cette comparaison doit être faite avec prudence.

Données relatives aux autres retardateurs de flamme bromés

Une vingtaine d'études ayant mesuré d'autres retardateurs de flamme bromés a été identifiée dans la littérature étrangère. Ces études portent principalement sur les retardateurs de flamme d'intérêt pour ce rapport, à savoir l'HBCD (isomères α , β , γ , et/ou somme des 3 isomères) et le TBBPA, substitués majoritaires des PBDE.

Les concentrations moyennes et médianes les plus élevées rapportées dans la littérature étrangère sont présentées dans le tableau ci-dessous. Les concentrations des autres retardateurs de flamme bromés sont présentées en annexe 3.

Seules les concentrations relatives aux composés ayant fait l'objet de mesures dans les poussières en France et/ou dans les aliments et/ou dans les eaux sont présentées dans ce tableau, pour mise en perspective des contributions des voies et médias d'exposition (Cf. chapitres 2.2 et 2.3). De plus, seules les données relatives aux logements sont présentées. Plusieurs des études identifiées ont également mesuré des retardateurs de flamme bromés autres que les PBDE dans des voitures (Harrad *et al.* 2008 ; Harrad et Abdallah, 2011 ; de Wit *et al.* 2012 ; Kalachova *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012), des bureaux (Harrad *et al.* 2008 ; de Wit *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012), des crèches (de Wit *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012), ou des écoles (La Guardia et Hale, 2015 ; Newton *et al.* 2015).

Tableau 8 : Concentrations moyennes en HBCD et en TBBPA dans les poussières déposées dans des logements (littérature étrangère)⁵

Composés	Référence, pays [année(s) des prélèvements]	Moyenne (ng.g ⁻¹) ou médianes	Lieu, méthode et fraction de tamisage des poussières prélevées
α HBCD	Abdallah et Harrad 2009 ; R.-U.	Moy = 2989 [21]	Tapis et sols, Aspirateur spécifique, <500 μ m
	Fromme <i>et al.</i> 2014a ; Allemagne	Med = 180 [20]	Aspirateur domestique, <63 μ m
β HBCD	Abdallah et Harrad 2009 ; R.-U. [2007]	Moy = 1559 [21]	Tapis et sols, Aspirateur spécifique, <500 μ m
	Fromme <i>et al.</i> 2014a ; Allemagne [NR]	Med = 35 [20]	Aspirateur domestique, <63 μ m
γ HBCD	Abdallah et Harrad 2009 ; R.-U. [2007]	Moy = 5473 [21]	Tapis et sols, Aspirateur

⁵ Références : (Abb *et al.* 2011, Abdallah et Harrad 2009, Dodson *et al.* 2012, Fromme *et al.* 2014a, Johnson *et al.* 2013)

			spécifique, <500µm
	Abb <i>et al.</i> 2011 ; Allemagne, USA [NR]	Med = 166 [26]	Aspirateur domestique, <63 µm
HBCD total	Abdallah et Harrad 2009 ; R.-U. [2007]	Moy = 10021 [21]	Tapis et sols, Aspirateur spécifique, <500µm
	Fromme <i>et al.</i> 2014a ; Allemagne [NR]	Med = 345 [20]	Aspirateur domestique, <63 µm
TBBPA	Jonhson <i>et al.</i> 2013 ; USA [2002-2003]	Moy = 409 [38]	Aspirateur domestique, <150µm
	Dodson <i>et al.</i> 2012 ; USA [2006]	Med = 260 [16]	Pièces de vie, aspirateur spécifique, <150 µm

[NR] : année(s) non renseignée(s)

Les concentrations moyennes les plus élevées en HBCD (α , β , γ et totaux) dans la littérature étrangère sont de l'ordre de 1000 ng.g⁻¹. La concentration moyenne maximale en TBBPA de la littérature étrangère est de l'ordre de la centaine de ng.g⁻¹

Les concentrations médianes les plus élevées en HBCD (α , γ et totaux) et en TBBPA dans la littérature étrangère sont de l'ordre de 100 ng.g⁻¹. La concentration moyenne maximale en β HBCD de la littérature étrangère est de l'ordre de la dizaine de ng.g⁻¹.

Synthèse des données de concentration dans l'air intérieur

Données en France

Projet Ecos-PER

Les objectifs de cette étude sont détaillés dans le chapitre relatif aux poussières domestiques, les deux médias d'exposition que sont l'air intérieur et les poussières déposées ayant été investigués dans cette étude (Blanchard *et al.* 2014a). Le prélèvement d'air a été réalisé à l'aide d'un échantillonneur actif de type URG (University Research Glassware, Chapell Hill, Caroline du nord, USA). Les particules sont collectées sur un filtre en quartz (impacteur collectant la fraction PM₁₀), et la fraction gazeuse est piégée sur une mousse en polyuréthane (PUF). L'échantillonneur URG est relié à une pompe dont le débit est fixé à 2 L.min⁻¹. Les mesures ont été réalisées dans la pièce de vie principale (salon/séjour), à une hauteur de 1,50 m environ. L'échantillonnage s'est déroulé en continu sur une période de 7 jours. Le volume d'air ainsi prélevé est d'environ 20 m³. La mousse PUF et le filtre en quartz ont été extraits séparément et analysés par GC-MS. Les paramètres d'ambiance (température, humidité, taux de renouvellement d'air, CO₂) et la fréquence d'occupation ont également été documentés.

Les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 9 : Concentrations en PBDE dans l'air de 30 logements bretons dans le cadre du projet Ecos-PER (Blanchard et al. 2014a)

Logements (N = 30)	Phase gazeuse				Phase particulaire (PM ₁₀)			
	%> LQ	Min (pg.m ⁻³)	Max (pg.m ⁻³)	Med (pg.m ⁻³)	%> LQ	Min (pg.m ⁻³)	Max (pg.m ⁻³)	Med (pg.m ⁻³)
BDE28	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	0	< LQ ^c	< LQ ^c	-
BDE47	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	90	< LQ ^c	134	7,0
BDE85	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	0	< LQ ^c	< LQ ^c	-
BDE99	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	90	< LQ ^c	82	8,0
BDE100	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	53	< LQ ^c	0,019	2,0
BDE119	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	0	< LQ ^c	< LQ ^c	-
BDE153	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	0	< LQ ^c	< LQ ^c	-
BDE154	0	< LQ ^a	< LQ ^a	-	0	< LQ ^c	< LQ ^c	-
BDE209	3	< LQ ^b	4 500	< LQ ^b	0	< LQ ^d	< LD ^e	

^a LQ = 600 pg.m⁻³

^b LQ = 2 500 pg.m⁻³

^c LQ = 2 pg.m⁻³

^d LQ = 5 000 pg.m⁻³

^e LQ = 20 000 pg.m⁻³

Les BDE 47, 99, 100 et 209 sont les seuls congénères à avoir été quantifiés dans respectivement 90 %, 90 %, 53 % et 3 % des échantillons. A l'exception du BDE 209, les PBDE sont retrouvés exclusivement en phase particulaire.

Projet ECOS PM

Le volet Ecos-PM du projet ECOS-Habitat a pour objectifs de mesurer les concentrations en COSV dans la phase particulaire de l'air des logements en France et d'identifier leurs déterminants (Mandin *et al.* 2016). Les prélèvements des particules ont été réalisés en 2003-2005 dans le cadre de la campagne « Logements » de l'OQAI, dans un échantillon représentatif du parc de logements français (Kirchner *et al.* 2006). Les prélèvements ont été effectués sur une semaine complète dans le séjour des logements, pendant des périodes d'occupation prédéfinies, de 17h00 à 08h00 les jours de semaine et 24h/24 les samedis et dimanches. Avec un débit de prélèvement fixé à 1,8 L/min, le volume de prélèvement cible était de 13,3 m³ pour une durée cumulée de 123 heures. Les filtres ont été congelés immédiatement après pesée pour garantir leur conservation. Afin de disposer d'une quantité de particules la plus élevée possible, ce qui permet d'optimiser les limites de quantification, les filtres ayant collecté la fraction PM₁₀ (particules de diamètre médian inférieur à 10 µm) ont été préférés aux filtres ayant collecté les PM_{2,5} (particules de diamètre médian inférieur à 2,5 µm). Sur les 297 filtres valides, 285 étaient disponibles pour l'analyse. Les filtres ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse, précédée d'un système de thermodésorption et couplée à un spectromètre de masse triple quadripôle.

Tableau 10 : Concentrations en PBDE dans la phase particulaire de l'air (PM₁₀) dans le parc national de logements (N=24 672 136)

Composés	% > LD	% > LQ	P5	Médiane	P95
			pg/m ³		
BDE28 ^a	22	9	< LD	< LD	1,9
BDE47 ^b	88	74	< LD	11,0	126
BDE85 ^c	1	1	< LD	< LD	< LD
BDE99 ^b	87	72	< LD	8,9	60,3
BDE100 ^b	47	26	< LD	< LD	13,6
BDE119 ^c	0	0	NA	NA	NA
BDE153 ^c	7	3	< LD	< LD	< LQ
BDE154 ^c	3	1	< LD	< LD	< LD

NA : Non applicable

^aLD = 0,4 pg.m⁻³; LQ = 1,0 pg.m⁻³

^bLD = 2,1 pg.m⁻³; LQ = 4,2 pg.m⁻³

^cLD = 4,2 pg.m⁻³; LQ = 8,4 pg.m⁻³

Tous les PBDE pris en compte dans cette étude ont pu être quantifiés, à l'exception du BDE 119 qui n'est jamais détecté. Les concentrations les plus importantes concernent les BDE 47, 99 et 100, quantifiés dans respectivement 74 %, 72 % et 26 % des logements.

Les concentrations mesurées dans le cadre du projet Ecos-PM sont supérieures à celles rapportées dans le projet Ecos-PER.

La modélisation des concentrations en phase gazeuse des PBDE à partir des concentrations mesurées dans cette étude est en cours (Wei *et al.* 2016a ; Wei *et al.* 2016b).

Autres données en France

Dans une étude visant, entre autres, à mesurer des retardateurs de flamme (PBDE et TBBPA), dans l'air intérieur (phase gazeuse et particulaire) d'un appartement, d'un bureau et d'une crèche localisés à Paris ou en proche banlieue (logement), les concentrations en retardateurs de flamme du groupe des PBDE sont inférieures à 0,1 ng.m⁻³ et les concentrations en TBBPA se situent généralement en dessous de la valeur limite de quantification (Alliot *et al.* 2014 ; Moreau-Guignon et Chevreuil 2014).

Données dans les écoles

La campagne nationale OQAI dans les écoles maternelles et élémentaires en France, ainsi que sa phase pilote (2010), sont présentées dans le chapitre précédent.

Dans le cadre de la phase pilote (Raffy *et al.* 2011), les prélèvements d'air ont été réalisés sur une durée de 4,5 jours, du lundi matin au vendredi après-midi. Les résultats des concentrations des PBDE dans l'air sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Concentrations en PBDE dans l'air des écoles, phases gazeuse et particulaire (Raffy et al. 2011)

Composés	Min	P5	Med	P95	Max
	pg.m ⁻³				

BDE85	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
BDE99	< LQ	< LQ	< LQ	3 600	8 500
BDE100	< LQ	< LQ	< LQ	1 400	3 100
BDE119	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ

LQ = 1000 pg.m⁻³

Le BDE 85 et le BDE 119 n'ont jamais été quantifiés. Pour le BDE 99 et le BDE 100, les concentrations sont quasi systématiquement inférieures aux limites de quantification.

En considérant les données quantifiées disponibles, à savoir les p95 et les valeurs maximales, les concentrations dans l'air des écoles semblent supérieures à celles rapportées dans les logements ayant fait l'objet de mesures dans les études Ecos-PER et Ecos-PM. Il faut toutefois noter que les limites de quantification sont différentes d'une étude à l'autre, ce qui biaise la comparaison.

Données à l'étranger

De la même manière que pour les données de contamination des poussières, les données européennes, nord-américaines et japonaises, publiées après 2000, relatives à la contamination de l'air intérieur des logements en composés polybromés ont été recensées et compilées. A noter que là encore, les publications n'ont pas fait l'objet d'une analyse visant à déterminer la qualité des données.

Dans la plupart des études concernant l'exposition aux retardateurs de flamme bromés via l'air intérieur, les phases particulaires et gazeuses dans lesquelles sont mesurés les PBDE sont collectées et analysées simultanément. Les échantillonnages sont réalisés, dans la majorité des cas, par prélèvements actif à l'aide d'une pompe sur différents supports associant des filtres en quartz, fibres de verre pour la phase particulaire et des adsorbants de type polyuréthane ou XAD-2 pour la phase gazeuse. Les périodes de prélèvement varient de quelques heures à plusieurs jours. La plupart des études ont mesuré les PBDE en phases gazeuse et particulaire mais fournissent des résultats cumulant les concentrations dans les deux phases. Plusieurs éléments comme le débit d'échantillonnage, le support de prélèvement utilisé ou la fraction particulaire collectée varient selon les études, ce qui rend difficile la comparaison des résultats entre études.

Les méthodes d'extraction ne sont pas détaillées dans ce document ; elles varient d'une étude à l'autre. Les analyses sont le plus couramment réalisées par GC-MS, parfois par HPLC. Les solvants les plus couramment utilisés sont le dichlorométhane et le n-hexane avec couche de silice ou bain d'ultrason.

Les analyses sont le plus couramment réalisées par GC-MS. Certaines études ont utilisé la HPLC.

Données relatives aux PBDE

Des données de contamination dans l'air intérieur ont été identifiées pour trois grandes familles de polybromodiphényléthers, les penta, octa et deca BDE. La liste des composés identifiées est la suivante : BDE17 ; BDE28 ; BDE47 ; BDE49 ; BDE66 ; BDE71 ; BDE85 ; BDE99 ; BDE100 ; BDE119 ; BDE138 ; BDE153 ; BDE154 ; BDE183 ; BDE184 ; BDE191 ; BDE 196 ; BDE197 ; BDE206 ; BDE207 ; BDE208 ; BDE209.

Les autres congénères des PBDE n'ont pas été identifiés dans la littérature comme ayant fait l'objet de mesures de concentrations dans l'air intérieur.

Les données présentées dans ce rapport se limitent à l'air intérieur des logements relatives à l'air intérieur des logements. Dans plusieurs des études identifiées, les retardateurs de flamme ont également été mesurés :

- **dans des bureaux** : (Harrad *et al.* 2006 ; Roosens *et al.* 2010 ; Schecter *et al.* 2010 ; de Wit *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012 ; Watkins *et al.* 2013) ;
- **dans des écoles** : (Harrad *et al.* 2010 ; Wu *et al.* 2010 ; Hutter *et al.* 2013 ; Bradman *et al.* 2014 ; Cequier *et al.* 2014) ;
- **dans des crèches** : (Harrad *et al.* 2010 ; de Wit *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012 ; Fromme *et al.* 2014b) ;
- **dans des garages** : (Batterman *et al.* 2009) ;
- **dans des voitures** : (Harrad *et al.* 2006 ; Mandalakis *et al.* 2008 ; Roosens *et al.* 2010 ; de Wit *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012).

Dans les **logements**, les données de concentrations pour les différents composés de la famille des PBDE disponibles dans les études étrangères sont reportées dans les tableaux des annexes 4 et 5. Ces concentrations sont présentées de manière synthétique dans le tableau 13 pour les PBDE ayant fait l'objet de mesures dans les aliments et les eaux, pour une mise en perspective des contributions des voies et médias d'exposition (Cf. Chapitres 2.2 et 2.3). Seules les valeurs moyennes et médianes maximales sont rapportées pour un type de PBDE. Les PBDE qui ont fait l'objet de mesures se révélant inférieures à la limite de détection ne sont pas présentés dans ces tableaux mais sont intégrés dans les annexes 4 et 5.

Tableau 12 : Concentrations moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans l'air intérieur (littérature étrangère)⁶

Composés	Référence, pays [année(s) de prélèvement]	Moyenne et/ou médiane (pg.m ⁻³) [n] ^a	Phase gazeuse et/ou particulaire
BDE28	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 200 [12]	gazeuse
		Med = 140 [12]	
BDE47	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 2 500 [12]	gazeuse
		Med = 1400 [12]	
BDE99	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 760 [12]	gazeuse
		Med = 410 [12]	
BDE100	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 180 [12]	gazeuse
		Med = 110 [12]	

⁶ Références : Batterman *et al.* 2009 ; Bennett *et al.* 2015 ; Cequier *et al.* 2014 ; Zhang *et al.* 2011.

Composés	Référence, pays [année(s) de prélèvement]	Moyenne et/ou médiane (pg.m ⁻³) [n] ^a	Phase gazeuse et/ou particulaire
BDE153	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 32 [12]	gazeuse
	Bennett <i>et al.</i> 2015 ; USA [2008-2009]	Med = 20 [88]	gazeuse
BDE154	Batterman <i>et al.</i> 2009 ; USA [2006-2007]	Moy = 200 [12]	gazeuse
		Med = 40 [88]	
BDE183	Zhang <i>et al.</i> 2011 ; Canada [2008]	Moy = 5,1 [20]	gazeuse et particulaire
		Med = 3,6 [20]	
BDE209	Cequier <i>et al.</i> 2014 ; Norvège [2012]	Moy = 323 [47]	gazeuse et particulaire
	Thuresson <i>et al.</i> 2012 ; De Wit <i>et al.</i> 2012 ; Suède [2006]	Med = 290 [10]	gazeuse et particulaire

^a n correspond au nombre de mesures pris en compte dans le calcul de la moyenne et de la médiane.

Les concentrations moyennes en BDE 28, 99, 100, 153, 154 et 209 sont de l'ordre de la centaine de pg.m⁻³. La concentration moyenne en BDE 47 est de l'ordre de 1000 pg.m⁻³.

Les concentrations médianes en BDE 28, 99, 100 et 209 sont de l'ordre de la centaine de pg.m⁻³. Les concentrations médianes en BDE 153 et 154 sont de l'ordre de la dizaine de pg.m⁻³. La concentration moyenne en BDE 47 est de l'ordre de 1000 pg.m⁻³.

Comme pour les mesures dans les poussières intérieures et pour la même raison (réglementation anti-incendie plus stricte), les valeurs dans l'air intérieur rapportées dans la littérature étrangère et en particulier dans les études nord américaines (Batterman *et al.* 2009) sont supérieures aux concentrations observées en France.

Données relatives aux autres retardateurs de flamme bromés.

Sept études présentant des mesures de concentrations d'autres retardateurs de flamme bromés dans l'air intérieur de logements ont été recensées dans la littérature (Karlsson *et al.* 2007 ; Saito *et al.* 2007 ; Batterman *et al.* 2009 ; de Wit *et al.* 2012 ; Egeback *et al.* 2012 ; Thuresson *et al.* 2012 ; Brommer et Harrad, 2015).

Les composés mesurés dans ces études sont des retardateurs de flamme de type HBCD ; TBBPA. Les concentrations médianes lorsqu'elles sont supérieures à la limite de détection dans les logements sont de l'ordre du pg.m⁻³. La concentration médiane en TBBPA rapportée dans l'étude de Batterman *et al.* (2009) aux USA est de 29 pg.m⁻³.

Les résultats sont présentés en annexe 6. Les moyennes et médianes les plus élevées ne sont pas rapportées ici car elles ne sont pas utilisées dans la suite de ce travail.

Synthèse des données de concentration dans l'air extérieur

Données en France

Deux études présentant des résultats de mesures de PBDE en France ont été identifiées dans la littérature (Muresan *et al.* 2010 ; Teil *et al.* 2016).

L'objectif de la première étude était d'évaluer la distribution et le transfert des PBDE entre les différents compartiments de l'environnement. Les prélèvements d'air ont été effectués de mars à mai 2008, à Paris (un seul site), sur des périodes d'une semaine (8 séries de mesures). Huit PBDE ont été mesurés dans le cadre de cette étude (BDE47, 99, 100, 153, 154, 183, 205, 209). Les concentrations moyennes mesurées en phase gazeuse et en phase particulaire (résultats exprimés en picogramme de composé par gramme de masse particulaire, fraction granulométrique non précisée) sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 13 : Concentrations en PBDE mesurées dans l'atmosphère de Paris (n= 8) (Muresan *et al.* 2010)

Composés	Concentration moyenne (+/- écart type) en phase gazeuse (pg.m ⁻³)	Concentration moyenne (+/- écart type) en phase particulaire (ng.g ⁻¹)
BDE47	2,0 +/- 0,6	270 +/- 150
BDE99	3,0 +/- 1,0	350 +/- 200
BDE100	0,7 +/- 0,4	90 +/- 60
BDE153	4,0 +/- 2,0	46 +/- 4,0
BDE154	0,2 +/- 0,1	37 +/- 3,0
BDE183	0,9 +/- 0,6	120 +/- 10
BDE205	4,0 +/- 0,5	14 +/- 2,0
BDE209	6,0 +/- 3,0	590 +/- 230
Somme des 8 PBDE	21 +/- 8,0	1 700 +/- 800

Cette étude indique que les PBDE (somme des 8 congénères) sont répartis majoritairement en phase particulaire (> 60 %). Le BDE 47, le BDE 99 et le BDE 209 représentent à eux seuls de 25 à 90 % des concentrations totales mesurées (somme des 8 congénères). Les auteurs indiquent également que les concentrations mesurées dans cette étude sont généralement supérieures à celles mesurées à l'étranger (cf. chapitre 4.2).

La deuxième étude avait pour objectif de caractériser l'évolution des concentrations en COSV, dont des PBDE et le TBBPA, dans l'air ambiant selon le type de milieu et la saison (Moreau-Guignon et Chevreuil 2014 ; Teil *et al.* 2016). Les prélèvements d'air ont été réalisés à Paris, en banlieue parisienne (Lognes) et en région parisienne (forêt de Fontainebleau). Les premiers résultats de cette étude sont présentés dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 14 : Concentrations en PBDE et en TBBPA mesurées dans l'atmosphère de Paris et de Lognes en 2011 (Teil *et al.* 2016)

Composés	Ville	Concentration annuelle (n=6) (pg.m ⁻³)	Concentrations été 2011 (pg.m ⁻³) (n=3)				Concentrations hiver 2011 (pg.m ⁻³) (n=3)			
			Phase gazeuse	Phase particulaire ^e	% en phase gazeuse	totale	Phase gazeuse	Phase particulaire ^e	% en phase gazeuse	totale
BDE47	Paris	2,2 +/- 1,9	1,0	0,1	83	1,0	1,0	3,0	23	4,0+/-3,0
	Lognes	1,0 +/- 0,3	1,0	0,5	92	1,0	0,2	0,6	30	0,8+/-0,3
BDE209	Paris	-	< LQ	< LQ	-	-	<LQ	<LQ	-	-
	Lognes	-	< LQ	< LQ	-	-	<LQ	< LQ	-	-
Somme des 8 PBDE	Paris	4,3 +/- 5,1	1,1	0,3	77	1,5+/-0,4	0,9	6,0	13	7,0 +/-6,0
	Lognes	1,4 +/- 0,6	1,1	0,6	82	1,0	0,4	1,3	22	2,0+/-2,0
TBBPA	Paris	-	<LQ	<LQ	-	-	10	1,0	96	1,3 +/-2,2
	Lognes	-	<LQ	<LQ	-	-	8,0	<LQ	98	8,0+/-10

^a Particules totales

Tableau 15 : Concentrations en PBDE et en TBBPA mesurées dans l'atmosphère de Paris et de Fontainebleau en 2010 et 2011 (Teil *et al.* 2016)

Composé	Ville	Concentration annuelle (n=6) (pg.m ⁻³)	Concentrations Eté 2010 (pg.m ⁻³) (n=3)				Concentration hiver 2010-2011 (pg.m ⁻³) (n=3)			
			Phase gazeuse	Phase particulaire ^a	% en phase gazeuse	total	Phase gazeuse	Phase particulaire ^a	% en phase gazeuse	total
BDE47	Paris	1,0	1,0	<LQ	100	-	<LQ	<LQ	64	20+/-10
	Fontainebleau	0,6+/-0,5	1,0	<LQ	100	1,0+/-1,0	0	<LQ	84	<LQ
BDE209	Paris	7,0 +/- 3,0	7,0	2,0	75	9,0+/-4,0	4,0	2,0	70	6,0+/-1,0
	Fontainebleau	8,8 +/- 4,8	6,0	3,0	66	10+/-4,0	7,0	1,0	90	8,0+/-6,0
Somme des 8 PBDE	Paris	9,8 +/- 1,1	13	2,0	85	16+/-3,0	4,0	1,0	88	5,0+/-1,0
	Fontainebleau	10,3 +/-6,5	9,0	4,0	70	12+/-4,0	7,0	<LQ	98	8,0+/-6,0
TBBPA	Paris	-	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	-	-
	Fontainebleau	-	<LQ	<LQ	-	-	<LQ	<LQ	-	-

^a particules totales.

Les concentrations sont plus élevées à Paris qu'à Fontainebleau. De plus, il ressort également de cette étude que les PBDE sont majoritairement présents en phase gazeuse (air extérieur et intérieur), ce qui est en contradiction avec les résultats de l'étude précédente (Muresan *et al.* 2010). Le TBBPA n'a quant à lui été mesuré qu'à l'état de traces.

Données à l'étranger

Peu d'études sur la contamination de l'air extérieur par les retardateurs de flamme bromés ont été identifiées dans la littérature. Plusieurs de ces études ont été réalisées pour évaluer le transport atmosphérique à plus ou moins longue distance des retardateurs de flamme bromés, et ont de ce fait été réalisées dans des environnements variables (urbain, rural, isolé...). Les résultats des études ayant été conduites dans des zones particulièrement isolées⁷ (e.g banquise, océan) ne sont pas rapportées dans ce document car jugées non représentatives de l'exposition des populations.

Concernant les PBDE, les données disponibles concernent les BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209.

Les concentrations en PBDE sont généralement de l'ordre du pg.m^{-3} .

Les concentrations mesurées dans ces études sont présentées en annexes 7 et 8. Les concentrations moyennes et médianes les plus élevées recensées pour les BDE ayant fait l'objet de mesures dans les aliments et les eaux sont présentées dans les tableaux ci-dessous, pour mise en perspective des contributions des voies et médias d'exposition (Cf. Chapitres 2.2 et 2.3).

Tableau 16 : Concentrations moyennes en PBDE les plus élevées mesurées dans l'air extérieur (littérature étrangère)

Composés	Référence, pays [année(s) de prélèvement]	Moyenne et/ou médianes (pg.m^{-3}) [n] (phases gazeuse et particulaire)
BDE28	Harrad <i>et al.</i> 2006 R.-U. ; UK [2003-2004]	Moy = 0,87 [6]
	Bogdal <i>et al.</i> 2014 ; Suisse [2010-2011]	Med = 0,8 [NR]
BDE47	Strandberg <i>et al.</i> 2001 ; USA [1997-1999]	Moy = 48 [4]
	Besis <i>et al.</i> 2015 ; Grèce [2013]	Med = 10 [20]
BDE99	Strandberg <i>et al.</i> 2001 ; USA [1997-1999]	Moy = 25 [4]
	Bogdal <i>et al.</i> 2014 ; Suisse [2010-2011]	Med = 14 [NR]

⁷ (Jaward *et al.* 2004) (Norvège, UK) ; (Bossi *et al.* 2008) (Groenland) ; (castro-Jimenez *et al.* 2011) (France) ; (Mariani *et al.* 2008) (Italie) ; (Su *et al.* 2009) (USA, grands lacs) ; (Venier et Hites, 2008) (USA, grands lacs) ; (Vives *et al.* 2007) (Italie) ; (Xiao *et al.* 2012) (Canada) ; (Spfuoglu *et al.* 2013) (USA) ; (Lammel *et al.* 2015) (Grèce, Turquie) ; (Iacovouidou *et al.* 2009) (Grèce) ; (Egebäck *et al.* 2012) (Suède)

Composés	Référence, pays [année(s) de prélèvement]	Moyenne et/ou médianes (pg.m ⁻³) [n] (phases gazeuse et particulaire)
BDE100	Strandberg <i>et al.</i> 2001 ; USA [1997-1999]	Moy = 3,0 [4]
	Bogdal <i>et al.</i> 2014 ; Suisse [2010-2011]	Med = 5,5 [NR]
BDE153	Gouin <i>et al.</i> 2005 ; Gouin <i>et al.</i> 2006 (Canada) [NR]	Moy = 2,5 [NR] (phase gazeuse)
	Bogdal <i>et al.</i> 2014 ; Suisse [2010-2011]	Med = 1,3 [NR]
BDE154	Gouin <i>et al.</i> 2006 ; Canada [2002]	Moy = 1,3 [NR] (phase gazeuse)
	Besis <i>et al.</i> 2015 ; Grèce [2013]	Med = 0,67 [20]
BDE 183	Besis <i>et al.</i> 2015 ; Grèce [2013]	Moy = 2,86 [20]
		Med = 2,84 [20]
BDE209	Wilford <i>et al.</i> 2008 ; R.-U. [2004]	Moy = 20 [7]
	Wilford <i>et al.</i> 2008 ; R.-U.[2004]	Med = 13 [7]

[NR] : Non renseignée.

A l'exception du BDE 47 et du BDE 209, les concentrations rapportées dans les différentes études sont faibles (de l'ordre du pg.m⁻³). Le BDE 181 a également été mesuré dans deux études mais les concentrations moyennes et médianes sont inférieures aux limites de détection ou de quantification (Gouin *et al.* 2006 ; Lee *et al.* 2004).

Les concentrations médianes rapportées dans les différentes études sont faibles. Elles sont de l'ordre du pg.m⁻³ pour les BDE 28, 100, 153 et 154 et de la dizaine de pg.m⁻³ pour les BDE 47, 99 et 209.

Seules trois études ayant mesuré d'autres retardateurs de flamme bromés dans l'air extérieur ont été identifiées dans la littérature (Hoh et Hites, 2005 ; Shoeib *et al.* 2014 ; Newton *et al.* 2015). La concentration maximale en HBCD (somme des isomères) est de 11 pg.m⁻³ (Hoh et Hites, 2005). D'autres retardateurs de flamme, qui ne seront pas détaillés ici, ont également été recherchés (cf. annexe 9).

Eléments de discussion

Les données de contamination de l'air et des poussières présentées dans ce rapport ont été identifiées à partir :

- D'une revue de la littérature publiée en Europe, en Amérique du nord et au Japon sur la période 2000-2016.
- Des résultats d'études menées en France dans les logements, notamment dans le cadre du projet Ecos-Habitat, et dans les écoles dans le cadre de l'OQAI.

Les résultats des études présentées dans ce rapport montrent que :

- Parmi les PBDE, les **BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209** sont les composés faisant l'objet du plus grand nombre de publications. Les BDE 47, 99 et 209 ont les concentrations les plus élevées dans l'air et les poussières. A titre indicatif, les gammes de concentrations médianes mesurées pour ces 6 congénères dans les poussières en France, en Europe et en Amérique du nord sont présentées sur la Figure 1. Ces données ne sont pas directement comparables en raison des différences de méthodologie (prélèvement, traitement et analyse des échantillons) et de période d'échantillonnage. Elles fournissent néanmoins une indication sur les écarts de concentrations en BDE mesurées dans les poussières des logements de ces trois régions.
- Un nombre croissant d'études s'intéresse à la présence dans les environnements intérieurs et extérieurs de « nouveaux » retardateurs de flamme » utilisés comme substituts aux PBDE. La majorité des études disponibles concernent l'HBCD et le TBBPA ; des données sur d'autres retardateurs de flamme bromés sont également disponibles.
- La majorité des études concernent la présence de retardateurs de flamme dans les **poussières** déposées dans les environnements intérieurs. Les études relatives à l'air intérieur sont moins nombreuses. Peu de données relatives à la contamination de l'air extérieur ont été identifiées dans la littérature.
- Les données de contamination de l'air intérieur et des poussières se rapportent principalement aux **logements**. Quelques études présentent des données de contamination dans les écoles, les crèches et les bureaux.
- **En France**, dans le cadre du projet Ecos-Habitat, des données quantifiées dans l'air et/ou les poussières déposées **dans les logements** sont disponibles pour les BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 209. Des données quantifiées dans les poussières déposées dans les logements mesurées dans le cadre d'une campagne de Greenpeace sont également disponibles pour les BDE 49, 66, 71, 75, 77, 85, 119, 138, 183, 190 et pour le HBCD. Les concentrations mesurées en France sont généralement du même ordre de grandeur que celles mesurées en Europe (hors Royaume-Uni), et plus faibles que celles mesurées en Amérique du nord et au Royaume-Uni. Les différences observées entre les pays sont attribuées aux réglementations spécifiques à la lutte contre les incendies. Néanmoins, cette comparaison doit être considérée avec précaution en raison des différences de méthodes de prélèvement, de traitement et d'analyse des échantillons, qui peuvent avoir un impact important sur les fréquences de détection et les concentrations mesurées.
- **Dans les écoles**, des données sont disponibles en France pour les BDE 85, 99, 100 et 119, dans le cadre de l'étude pilote de la campagne nationale « écoles » de l'OQAI. Seuls les BDE 99 et 100 ont été quantifiés dans les poussières et l'air de 90 salles de classe. La campagne nationale de l'OQAI en cours (2013-2017) dans 600 salles de classe permettra de disposer des concentrations en PBDE dans les poussières déposées et dans l'air à l'échelle du parc français des écoles maternelles et élémentaires.
- S'agissant des **autres lieux de vie**, à l'exception d'une étude ayant rapporté des mesures réalisées dans l'air d'un bureau parisien en 2011-2012, il n'existe pas d'autres données

relatives aux concentrations en PBDE rencontrées dans les bureaux en France. Il n'a pas été identifié de données françaises pour les autres environnements intérieurs.

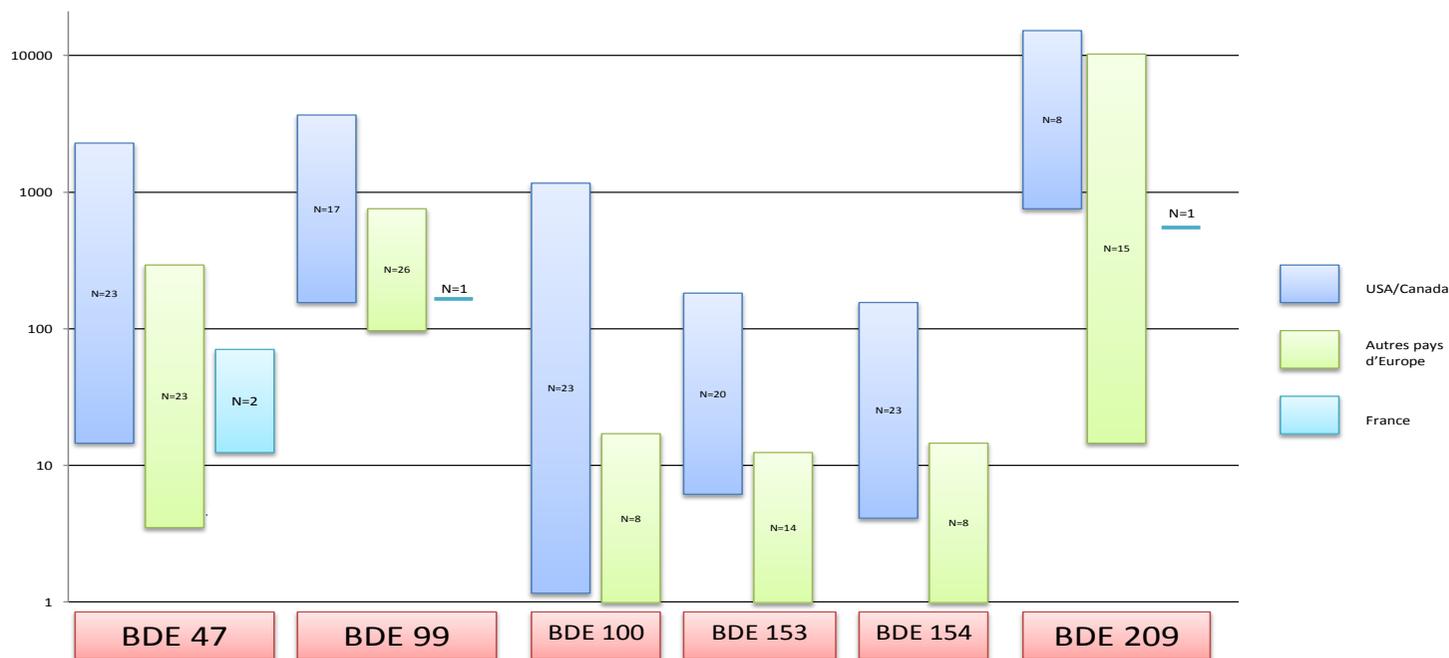


Figure 1 : Ordre de grandeur des concentrations médianes en BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209 dans les poussières de logements en ng.g-1 (N=nombre d'études considérées) (Seules les données quantifiées sont présentées sur cette figure)⁸

⁸ Pour les données françaises, seules les données quantifiées dans ECOS POUSS et ECOS PM sont prises en compte. Les valeurs inférieures à la LQ ne sont pas représentées.

2.2 Données relatives aux aliments

L'exposition alimentaire se calcule selon la formule suivante :

$$E_i = \sum_{k=1}^n \frac{C_{i,k} \times L_k}{BW_i}$$

Avec $E_{i,j}$ l'exposition alimentaire de l'individu i à la substance j

N le nombre d'aliments dans le régime

$C_{i,k}$ la consommation de l'aliment k par l'individu i

$L_{k,j}$ la teneur de la substance j dans l'aliment k

BW_i le poids corporel de l'individu i

A ce jour, au sein de l'agence, l'exposition alimentaire aux bromés a été évaluée ou est en cours d'évaluation pour les populations suivantes :

- la population générale en France métropolitaine *via* l'EAT2 (2006-2010),
- les femmes enceintes de l'enquête Etude des déterminants pré et post natals du développement de la santé de l'enfant (EDEN),
- les enfants non allaités de 0 à 3 ans en France Métropolitaine *via* l'EAT infantile (2010-2014).

Données de consommation alimentaire

L'Anses dispose des consommations alimentaires individuelles issues des études suivantes :

- **INCA2** (Etude individuelle nationale des consommations alimentaires 2) menée entre 2005 et 2007 sur la population générale. Cette étude a inclus 3362 individus : 1918 adultes et 1444 enfants entre 3 et 17 ans représentatifs de la population générale française. La consommation alimentaire a été recueillie par le biais d'un carnet de consommation sur 7 jours consécutifs.
- **EDEN** (Etude des déterminants pré- et postnatals du développement de la santé de l'enfant) lancée en 2003. Cette étude a inclus 2002 femmes enceintes âgées entre 18 et 45 ans dans les CHU de Nancy et de Poitiers. Les consommations alimentaires avant la grossesse et au dernier trimestre de la grossesse ont été recueillies par le biais d'un questionnaire de fréquence alimentaire.
- **BEBE-SFAE** mené en 2005. Cette étude a inclus 706 enfants, non nourris au sein, âgés de 0 à 3 ans et répartis dans 11 groupes d'âge différents. La consommation alimentaire a été recueillie par le biais d'un carnet de consommation sur 3 jours consécutifs. Il s'agit des données les plus récentes disponibles sur la consommation des enfants de 0 à 3 ans. Cette étude a été réalisée par le TNS-Sofres-CHU Dijon pour le Syndicat Français des Aliments de l'Enfance.

Les retardateurs de flamme bromés (RFB) sont des substances chimiques incorporées dans les matières plastiques d'appareils électriques (ordinateurs, télévisions) et de circuits électroniques en vue de leur conférer des propriétés ignifuges. Elles sont également présentes dans des mousses et des matériaux de capitonnage (domestiques et industriels), les intérieurs de voitures et d'avions ainsi que dans certains textiles.

Cette famille regroupe de nombreux composés structurellement différents, dont notamment :

- le tétrabromobisphénol A (TBBPA)
- l'hexabromocyclododécane (HBCD)
- les polybromobiphényles (PBB), interdits en Europe et n'étant plus produits depuis 2000
- les polybromodiphényléthers (PBDE) dont seul le déca-BDE (BDE-209) est autorisé en Europe (sauf dans les appareils électriques et électroniques)

L'Anses dispose des contaminations alimentaires issues des études de l'étude de l'alimentation totale française 2 (EAT2) sur l'alimentation totale et de l'étude de l'alimentation totale infantile (EATi).

Les composés polybromés recherchés pour chaque étude sont les suivants :

- Polybromobiphényl éthers (PBDE) : BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209 ;
- Hexabromocyclododécane (HBCDD) : les 3 congénères α , β et γ ;
- Polybromobiphényles : PBB52, 101, 153 ;
- Tétrabromobisphénol A (uniquement dans l'EATi).

L'ensemble des données d'exposition pour la population des moins de 3 ans sont disponibles dans le rapport relatif à l'étude de l'alimentation infantile⁹ publié en septembre 2016.

Estimation des concentrations dans les aliments dans la population générale en France métropolitaine

La part des données censurées (congénères non détectés) pour les retardateurs de flamme bromés est très variable : de 7,1% pour le BDE-99 à 96,9% pour le BB-101. Les PBB (PBB-52, 101 et 153), certainement du fait de leur interdiction, sont globalement moins souvent détectés que les PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209).

Les plus fortes teneurs moyennes pour la somme des trois congénères de HBCD (alpha, bêta, et gamma) sont retrouvées dans les poissons (LB=0,133 ng/g PF, UB=0,141 ng/g PF), les charcuteries (LB=0,132 ng/g PF, UB=0,140 ng/g PF), les crustacés et mollusques (LB=0,131 ng/g PF, UB=0,135 ng/g PF) et les viandes (LB=0,120 ng/g PF, UB=0,126 ng/g PF). Les autres groupes présentent tous une concentration moyenne inférieure à 0,1 ng/g PF.

Pour la somme des trois congénères de PBB, les plus fortes teneurs sont retrouvées pour les huiles (LB=0 ng/g PF, UB=0,019 ng/g PF) et margarines (LB=0 ng/g PF, UB=0,015 ng/g PF). Compte tenu des pourcentages élevés de congénères non détectés, les estimations sous l'hypothèse basse (LB) sont nulles pour un certain nombre de groupes d'aliments.

Pour la somme des sept congénères de PBDE (hors BDE-209), les groupes d'aliments présentant les plus fortes teneurs sont les poissons (LB=0,495 ng/g PF, UB=0,496 ng/g PF), les crustacés et mollusques (LB=0,101 ng/g PF, UB=0,103 ng/g PF) et le beurre (LB=0,076 ng/g PF, UB=0,080 ng/g PF). Pour l'ensemble des groupes d'aliments, les teneurs sont environ 4 à 12 fois plus basses que celles rapportées en Europe dans le rapport du JECFA (JECFA 2006b). Ces différences peuvent être liées à l'interdiction en 2002 de certaines formulations par la publication d'une directive sur les équipements électroniques (2002/95/CE, 2002/96/CE, 2003/11/CE), avec mise en application au 1^{er} juillet 2006. Par ailleurs, les données utilisées par le JECFA en 2005 ne sont pas uniquement européennes, mais aussi nord-américaines ; or les profils de PBDE utilisés aux Etats-Unis peuvent être très différents de ceux utilisés en Europe avant leur interdiction.

⁹ <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2010SA0317Ra-Tome2-Part3.pdf>

Lorsque le congénère BDE-209 est ajouté à la somme des 7 congénères de PBDE, soit pour la somme des 8 PBDE, s'ajoutent alors à ces groupes les plus contaminés le groupe des entremets et crèmes desserts (LB=0,290 ng/g PF, UB=0,292 ng/g PF), des sandwiches et casse-croûtes (LB=0,152 ng/g PF, UB=0,154 ng/g PF) et les margarines (LB=0,153 ng/g PF, UB=0,157 ng/g PF).

Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population générale en France métropolitaine

Hexabromocyclododécane (HBCDD)

L'exposition moyenne journalière à la somme des trois congénères de l'HBCDD s'élève chez les adultes à 0,165 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,091-0,351) et à 0,211 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,133-0,401).

Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition moyenne s'élève à 0,237 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,152-0,402), et à 0,320 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,231-0,488).

Au 95^{ème} percentile, l'exposition s'élève chez les adultes à 0,391 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,194-1,335) et à 0,448 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,240-1,379). Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition au 95^{ème} percentile s'élève à 0,616 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,326-1,490) et 0,734 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,406-1,638).

7 polybromodiphénylethers (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183)

Chez les adultes, l'exposition moyenne à la somme des 7 congénères de PBDE s'élève à 0,202 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,144-0,235), et à 0,212 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,153-0,244).

Chez les enfants (de 3 à 17 ans), l'exposition s'élève à 0,313 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,252-0,389), et à 0,331 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,272-0,409).

Au 95^{ème} percentile, l'exposition des adultes s'élève à 0,636 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,411-0,787), et à 0,643 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,422-0,798). Chez les enfants, l'exposition au 95^{ème} percentile s'élève à 0,868 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,548-1,268), et à 0,894 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,628-1,301).

8 polybromodiphénylethers (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209)

Lorsque le congénère PBDE 209 est ajouté à la précédente somme, les niveaux d'exposition augmentent d'un facteur 2 à 3. Chez les adultes, l'exposition moyenne s'élève à 0,540 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,463-0,648), et à 0,550 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,472-0,659).

Chez les enfants, l'exposition moyenne s'élève à 1,008 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,888-1,217), et à 1,026 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,907-1,238).

Au 95^{ème} percentile, l'exposition chez les adultes s'élève à 1,164 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (0,892-1,419), et à 1,176 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (0,898-1,436). Chez les enfants, elle s'élève à 2,337 ng/kg pc/j sous l'hypothèse basse (2,013-3,039), et à 2,368 ng/kg pc/j sous l'hypothèse haute (2,037-3,086).

Contribution des aliments à l'exposition dans la population générale en France métropolitaine

Pour l'HBCDD, les contributeurs majoritaires chez les adultes comme les enfants de plus de trois ans d'âge sont les charcuteries (27-29 %), la viande (15-21 %), les poissons chez les adultes (14 %) et les plats composés chez les enfants (14 %).

Pour les 7 polybromodiphénylethers (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183), les contributeurs majoritaires sont les poissons pour les adultes comme pour les enfants âgés de plus de trois ans (>33%). Ces expositions sont 12 à 15 fois plus basses que les estimations faites pour la population générale française en 2006 sur la base des données de consommation d'étude individuelle nationale des consommations alimentaires 1 (Inca 1) et de données de contamination à la fois françaises et internationales.

Lorsque le congénère BDE-209 est ajouté à la somme des 7 congénères de PBDE, soit pour la somme des 8 PBDE, s'ajoutent alors à ces groupes les plus contaminés le groupe des entremets et crèmes desserts, des sandwiches et casse-croûtes et les margarines. Quelle que soit l'hypothèse, les plus forts contributeurs à l'exposition des adultes comme des enfants sont les entremets et crèmes dessert (15-23 %), les poissons (12-17 %), et les produits ultra frais laitiers (11-15 %).

En conclusion, en adoptant une démarche conservatrice, le 95^e percentile d'exposition des enfants à l'ensemble des 8 PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209) sous l'hypothèse haute est plus de 40 000 fois inférieur à la valeur retenue par le JECFA de 100 µg/kg pc/jour pour les deux congénères réputés les plus toxiques (BDE-47 et 99) en-dessous de laquelle aucun effet toxique n'apparaît (cf. Tableau 17). Cette exposition est également inférieure à la valeur de 10 ng/kg pc/j proposée par le comité d'experts spécialisé « résidus et contaminants chimiques et physiques » de l'ANSES pour caractériser le risque lié aux PBDE. Les PBDE ne représentent donc pas de risque sanitaire pour la population française en l'état actuel des connaissances (cf. Tableau 18). Néanmoins, il convient de poursuivre les recherches sur la toxicité de ces composés.

Tableau 17: Synthèse des résultats d'exposition (moyenne et 95^e percentile) aux composés bromés de la population française (ng/kg pc/j), marge d'exposition (MOE) au 95^e percentile d'exposition

Substances	Valeur de référence	Adultes				Enfants				
		Moy	P95	MOE (P95)	%>VTR	Moy	P95	MOE (P95)	%>VTR	
HBCD	-	LB	0,165	0,391		0,237	0,616			
		UB	0,211	0,448		0,320	0,734			
PBB	DSENO de 0,15 mg/kg pc/j (EFSA 2010c)	LB	0,001	0,006	25.10 ⁶	0,001	0,008	19.10 ⁶		
		UB	0,017	0,028	5.10 ⁶	0,030	0,059	2,5.10 ⁶		
7 PBDE	-	LB	0,202	0,636		0,313	0,868			
		UB	0,212	0,643		0,331	0,894			
8 PBDE	Dose sans effet pour 2 congénères (BDE-47 et BDE-99) de 100 µg/kg pc/jour (JECFA 2006b) ; DJT de 10 ng/kg pc/j	LB	0,540	1,164	86000	0	1,008	2,337	43000	0
		UB	0,550	1,176	85000	0	1,026	2,368	42000	0

pour les 6
PCB-NDL
(AFSSA
2007a;
IPCS 2003)

Tableau 18 : Synthèse des conclusions de l'évaluation du risque lié à l'exposition aux polluants organiques persistants

Substances	Résultats principaux	Actions correctives et/ou besoins de recherche
PBB	Risque écarté pour la population générale	-
PBDE	Risque écarté pour la population générale	Nécessité de mener des études toxicologiques à long terme, par voie orale
HBCD	Impossible de conclure quant au risque lié à l'apport alimentaire	Nécessité de mener des études toxicologiques à long terme, par voie orale

Estimation des concentrations dans les aliments dans la population des moins de 3 ans en France métropolitaine

Les concentrations mesurées dans les aliments infantiles sont très variables, avec des valeurs comprises entre 2,46 et 42,85 pg.g⁻¹ PF en UB **pour la somme des HBCDD**. Une valeur atypique est observée dans un échantillon de préparations 1^{er} âge avec une concentration de 307 pg.g⁻¹ PF (alors que les valeurs observées sur les autres préparations 1^{er} âge sont comprises entre 0,22 et 8,15 pg.g⁻¹ PF). Les teneurs moyennes les plus élevées pour la somme des HBCDD sont observées dans les desserts lactés infantiles (43 pg.g⁻¹ PF en LB et UB) et dans les boissons lactées (23 pg.g⁻¹ PF en LB et UB). Pour les aliments courants, les concentrations moyennes les plus élevées pour la somme des HBCDD sont trouvées dans les poissons (177 pg.g⁻¹ PF en LB et 185 pg.g⁻¹ PF en UB) et la charcuterie (140 pg.g⁻¹ PF en LB et 150 pg.g⁻¹ PF en UB).

Pour le TBBPA, les concentrations moyennes les plus élevées sont observées dans les viennoiseries (914 ng.kg⁻¹), puis dans les préparations 1^{er} et 2^e âge (entre 45 et 60 ng.kg⁻¹ selon l'hypothèse de traitement des données censurées), les volailles (42 ng.kg⁻¹ en LB et 54 ng.kg⁻¹ en UB) et le chocolat (32 ng.kg⁻¹ en LB et 62 ng.kg⁻¹ en UB). La concentration la plus élevée a été mesurée dans un échantillon de brioche et pain brioché (914 ng.kg⁻¹).

Les teneurs moyennes les plus élevées sont observées dans les desserts lactés et les céréales infantiles **pour le BDE-209** (avec respectivement 69,57 et 66,94 pg.g⁻¹ PF en LB) et dans les pots légume-viande ou légumes-poisson, les céréales infantiles et les desserts lactés **pour la somme des 7 PBDE** (4,35 pg.g⁻¹ PF, 3,67 pg.g⁻¹ PF et 3,22 pg.g⁻¹ PF respectivement en LB. Pour les aliments courants, les niveaux de contamination moyens les plus élevés pour le BDE-209 sont observés pour les entremets et crèmes desserts (244 pg.g⁻¹ PF en LB) et les margarines (105 pg.g⁻¹ PF en LB). Pour la somme des 7 PBDE, les concentrations moyennes les plus élevées par groupe d'aliments sont trouvées dans les poissons avec 578 pg.g⁻¹ PF (en LB).

Evaluation de l'exposition alimentaire dans la population des moins de 3 ans en France métropolitaine

L'exposition moyenne journalière en UB est comprise entre 0,505 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 13-36 mois et 8,27 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 1-4 mois **pour la somme des 3 HBCDD**. Le P90 s'élève entre 0,880

et 43,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en UB pour les mêmes classes d'âge. Le niveau de contamination atypique d'une des préparations infantiles 1^{er} âge explique ces fortes valeurs d'exposition chez les 1-4 mois (consommateurs du lait concerné).

Chez les plus exposés (au-dessus du P90), l'exposition moyenne en UB se situe entre 1,16 et 54,8 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹.

Pour le TBBPA, sous l'hypothèse haute (UB), l'exposition moyenne journalière est comprise entre 0,512 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 13-36 mois et 9,46 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 1-4 mois sous l'hypothèse basse (LB) et entre 0,968 et 9,94 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ sous l'hypothèse haute (UB) pour les mêmes classes d'âge. Le P90 se situe entre 1,44 et 31,3 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en LB et entre 1,80 et 31,3 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en UB pour les mêmes classes d'âge.

Chez les plus exposés (au-dessus du P90), l'exposition moyenne se situe entre 2,49 et 39,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en LB et entre 2,87 et 39,2 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en UB.

L'exposition moyenne journalière sous l'hypothèse haute (UB) est comprise entre 1,12 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 13-36 mois et 2,62 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les 1-4 mois **pour le BDE-209**, et entre 0,448 et 0,926 ng.kg pc⁻¹.jour⁻¹ **pour la somme des 7 PBDE**. Le P90 s'élève entre 1,88 et 3,91 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ en UB pour le BDE-209 selon la classe d'âge retenue, et entre 0,694 et 1,56 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour la somme des 7 PBDE. Chez les plus exposés (au-dessus du P90), l'exposition moyenne en UB se situe entre 2,8 et 6,77 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour le BDE-209 et entre 1,32 et 1,78 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour les 7 PBDE selon les classes d'âge.

Contribution des aliments à l'exposition dans la population des moins de 3 ans en France métropolitaine

Jusqu'à l'âge de 6 mois les contributeurs majeurs à l'exposition aux HBCDD sont les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge. A 5-6 mois, les boissons lactées et les desserts lactés infantiles apparaissent également comme contributeurs majeurs en plus des préparations 2^{ème} âge. Pour la classe des 7-12 mois, les contributeurs sont les mêmes que chez les 5-6 mois, auxquels s'ajoutent les pots de légumes-viande ou légumes-poisson. Au total, la part de l'alimentation infantile représente de 84 à 100% des apports jusqu'à 12 mois. Enfin, chez les 13-36 mois, la charcuterie apparait comme contributeur majeur. Chez les plus exposés, on retrouve les mêmes contributeurs jusqu'à 12 mois. En revanche, chez les 13-36 mois, les charcuteries n'apparaissent plus comme contributeurs majeurs. Mais les boissons lactées, les desserts lactés infantiles et les poissons deviennent des contributeurs majeurs dans cette classe d'âge.

Pour le TBBPA, jusqu'à 12 mois, les préparations infantiles 1^{er} et 2^e âge sont les contributeurs majeurs à l'exposition. Chez les 13-36 mois, les contributeurs majeurs sont les viennoiseries (56%) et les laits de croissance (26%). Chez les plus exposés, les contributeurs majeurs restent globalement inchangés, sauf pour les laits de croissance qui ne sont plus contributeurs majeurs chez les 13-36 mois.

Sous l'hypothèse basse (LB), les contributeurs majeurs pour le BDE-209 sont : les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge (avec 94% des apports des 1-4 mois pour les préparations 1^{er} âge, et respectivement 65% et 45% des apports pour les préparations 2^{ème} âge chez les 5-6 mois et les 7-12 mois), les desserts lactés infantiles (14% des apports des 5-12 mois), l'ultra frais laitier (14% chez les 7-12 mois et 33% chez les 13-36 mois) et les entremets et crèmes dessert (21% chez les 13-36 mois). Jusqu'à 12 mois, les contributeurs majeurs à l'exposition aux 7 PBDE sont les préparations infantiles 1^{er} âge puis 2^{ème} âge : 97% des apports chez les 1-4 mois pour les préparations 1^{er} âge et 72% des apports pour les préparations 2^{ème} âge chez les 5-6 mois (40% chez les 7-12 mois). A partir de 7 mois, certains aliments courants contribuent de façon majeure à l'exposition aux 7 PBDE : les poissons (respectivement 12 et 27% pour les 7-12 mois et 13-36 mois) et l'ultra frais laitier (11% pour les 7-12 mois et 16% pour les 13-36 mois).

En conclusion, sur la base des connaissances actuelles et des données disponibles, l'exposition alimentaire de la population infantile à la somme des HBCDD est jugée tolérable. Sur la base des

connaissances actuelles et des données disponibles, l'exposition alimentaire de la population infantile au TBBPA est jugée tolérable. Les marges de sécurité (MOS) ont été calculées en utilisant la BMDL₁₀ de l'EFSA pour le BDE-209 (1700 µg.kg pc⁻¹.j⁻¹). Ces marges sont comprises entre 670 000 et 1 600 000 en considérant l'exposition moyenne, et entre 450 000 et 960 000 en considérant l'exposition au 90^e centile. Ces marges sont donc supérieures à la valeur de 2,5 proposée par l'EFSA.

Aucun dépassement de la DJT n'est observé pour la somme des 7 PBDE, quelle que soit l'hypothèse retenue. Sous l'hypothèse haute (UB), le 90^{ème} centile d'exposition représente à peine 15% de la DJT, quelle que soit la classe d'âge considérée.

Sur la base des connaissances actuelles et des données disponibles, les expositions alimentaires de la population infantile au BDE-209 et à la somme des 7 PBDE sont jugées tolérables.

2.3 Données de contamination des eaux et milieux associés

Une note d'appui scientifique et technique (AST) relative à la présence de composés polybromés dans les eaux continentales et les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) a été publiée par l'Anses en 2014¹⁰.

Outre les questions relatives aux propriétés physico-chimiques, aux sources de contamination et devenir dans l'environnement, aux méthodes analytiques, procédés de traitement des EDCH, cette note d'AST présente une synthèse bibliographique des concentrations des PBDE, des PBB et du HBCDD et du TBBPA dans les eaux continentales et EDCH documentée au niveau national et international, sur la période allant de janvier 2000 à février 2014. Par ailleurs, les bases de données françaises sur l'eau ont été exploitées.

Les données présentées ci-après complètent et mettent à jour les informations figurant dans la note d'AST. Les résultats des campagnes nationales citées dans cette note de 2014 ont notamment été publiés depuis.

S'agissant de la réglementation, les PBDE, l'HBCDD et le TBBPA figurent dans l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux (Tableau 19).

Tableau 19 : Composés polybromés figurant dans l'arrêté du 7 août 2015¹¹

Catégorie	Composés concernés
Substances spécifiques de l'état chimique – eaux de surface (annexe II)	BDE-28,47, 99, 100,153, 154 HBCDD
Substances pertinentes à surveiller – eaux de surface (annexe III)	<u>Métropole - matrice sédiment</u> DécaBDE, TBBPA, TBBPA-bis <u>DOM - matrice sédiment</u> DécaBDE, TBBPA
Etat chimique des eaux souterraines – analyse photographique (annexe VIII)	<u>Métropole</u> BDE-99 et BDE-100

La dernière modification de l'arrêté relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire datant de décembre 2015¹² redéfinit les molécules de la famille des PBDE à rechercher. La première analyse des paramètres tétrabromodiphényléther, pentabromo-

¹⁰ <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2009sa0331-11.pdf>

¹¹ Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement, Journal officiel de la République française n°0198 du 28 août 2015 page 15119

¹² Arrêté du 24 décembre 2015 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique, Journal officiel de la République française n°0021 du 26 janvier 2016.

diphényléther, hexabromodiphényléther, heptabromodiphényléther doit être réalisée avant le 31 décembre 2018, dans la ressource en eau superficielle dont le débit est supérieur ou égal à 100 m³/j (analyse de type RSadd).

Données de contamination

Une recherche bibliographique a été menée sur la **période 2014-2015** afin de compléter les données décrites dans la note d'AST, en interrogeant la base de données Scopus ainsi qu'un moteur de recherche internet, avec les mots clé suivants : brominated flame retardants, drinking water, bottled water, surface water, river water, ground water, sea water, sediments, wastewater, sludge.

Seules les **données françaises et européennes** de contamination identifiées sont présentées ici. Les données européennes sont issues de six articles scientifiques et concernent 4 pays : la République Tchèque, l'Allemagne, l'Italie et l'Espagne.

Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), eaux de surface (ESU) et eaux souterraines (ESO)

Aucune publication traitant de la contamination des EDCH, ESU et ESO par les PBDE, les PBB, l'HBCDD et le TBBPA n'a été identifiée sur la période 2014-2015.

Concernant la campagne exceptionnelle d'analyse des eaux souterraines réalisée en 2011 (cf p.40 de la note d'AST), le rapport de Botta et Lopez (2016) précise que les contrôles effectués afin de déterminer la qualité des résultats obtenus « *conduisent à des doutes ou une prudence sur les données* », notamment pour le BDE-99 et le BDE-100.

Sédiments

- **France**

Dans le cadre de l'étude prospective sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales réalisée en 2012, 158 points (sites de référence et sites représentatifs des différentes pressions : agricoles, urbaines et industrielles) répartis sur le territoire métropolitain et les DOM ont été sélectionnés. Trois campagnes ont été réalisées afin de considérer les variations saisonnières.

11 retardateurs de flamme bromés ont été recherchés, spécifiquement dans la matrice sédiment : 8 congénères de la famille des PBDE ainsi que l'HexaBB, l'HBCDD et le TBBPA. Parmi ces composés, le décaBDE (BDE-209) a été le plus fréquemment quantifié (Tableau20).

Tableau 20: Composés polybromés quantifiés au moins une fois lors de l'étude prospective 2012 (tableau établi sur la base du rapport de Botta et Dulio, 2014)

	Nombre d'analyses	FQ (%)	LQ (ng/g)	C _{max} (ng/g)
BDE-15	110	1	0,2	5,22
BDE-183	110	2	0,2	0,27
BDE-209	110	60	1	115,2
ΣHBCDD	110	17	1	481,1
HexaBB	110	5	0,1	0,3
TBBPA	110	9	5	70,5

FQ : fréquence de quantification

LQ : limite de quantification

C_{max} : concentration maximale

Le rapport (Botta et Dulio, 2014) indique qu'un dépassement de la PNEC (concentration prédite sans effets sur les écosystèmes et sur l'homme *via* le milieu aquatique) a été identifié pour l'HBCDD, le TBBPA, l'hexaBB, le BDE-15 dans les sédiments.

- Europe

D'après les données présentées dans le Tableau 21, le BDE-209 est le congénère, parmi les PBDE, qui présente les concentrations les plus élevées dans les sédiments. Celui-ci possède le degré de bromation le plus élevé, il présente donc une solubilité moindre dans l'eau.

Une variabilité des concentrations en HBCDD dans les sédiments selon les études peut être observée.

La question des méthodes analytiques mises en œuvre et de leur performance (robustesse en particulier) peut se poser au regard des très faibles concentrations (ultra-traces) rapportées pour la matrice sédiment dans certaines publications et des différences observées, en termes de limites de quantification, entre ces publications et la campagne réalisée en France en 2012.

Tableau 21: Synthèse des teneurs en composés polybromés dans les sédiments rapportées dans la littérature scientifique (ng/g poids sec)

Composé	Lieu	n	C _{min} (ng/g)	C _{max} (ng/g)	Moyenne (ng/g)	Références
BDE-28	Différents sites ^a , République Tchèque	31	< 0,01 ^b	< 0,01 ^b		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-47	Différents sites, République Tchèque	31	0,031	62,3		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-99	Différents sites, République Tchèque	31	0,0217	1,149		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-100	Différents sites, République Tchèque	31	0,014	0,241		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-153	Différents sites, République Tchèque	31	0,016	0,146		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-154	Différents sites, République Tchèque	31	0,016	0,099		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-183	Différents sites, République Tchèque	31	0,014	0,241		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-209	Différents sites, République Tchèque	31	0,620	477		Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
BDE-209	Rivière Drěvnice (Malenovice), République Tchèque	15	0,402	10	2,37	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
BDE-209	Rivière Morava (Bělov), République Tchèque	15	0,108	29	8,10	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
BDE-209	Rivière Morava (Spytihněv), République Tchèque	15	0,077	18	3,60	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
BDE-209	Rivière Morava (Uherské Hradište), République Tchèque	15	0,061	5,8	1,26	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
BDE-209	Rivière Morava (Čert'ák), République Tchèque	15	0,250	2,9	0,93	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE sans 209	Rivière Drěvnice (Malenovice), République Tchèque	15	0,017	0,240	0,093	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE sans 209	Rivière Morava (Bělov), République Tchèque	15	0,018	0,103	0,061	Kukučka <i>et al.</i> , 2015

Composé	Lieu	n	C _{min} (ng/g)	C _{max} (ng/g)	Moyenne (ng/g)	Références
ΣPBDE sans 209	Rivière Morava (Spytihněv), République Tchèque	15	0,00084	0,068	0,018	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE sans 209	Rivière Morava (Uherské Hradiště), République Tchèque	15	0,00047	0,043	0,014	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE sans 209	Rivière Morava (Čert'ák), République Tchèque	15	0,0057	0,099	0,036	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE*	Fleuve Elbe, Allemagne – site 1	1			< 0,003 ^c	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE	Fleuve Elbe, Allemagne – site 2	1			< 0,003 ^c	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE	Fleuve Elbe, Allemagne – site 3	1			0,205	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE*	Fleuve Weser, Allemagne	1			0,077	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE*	Mer du nord (Baie Allemande) – site 1 ^d	2			0,122	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE	Mer du nord (Baie Allemande)- site 2	3			0,062	Suhring <i>et al.</i> , 2015
ΣPBDE	Mer du nord (Baie Allemande) – site 3	1			< 0,003 ^c	Suhring <i>et al.</i> , 2015
Hepta à décaBDE**	Rivière Bardello, Italie	5	46,18	219,34		Poma <i>et al.</i> , 2014
Hepta à décaBDE	Rivière Boesio, Italie	3	43,79	94,56		Poma <i>et al.</i> , 2014
Hepta à décaBDE	Rivière Toce, Italie	5	2,23	21,61		Poma <i>et al.</i> , 2014
Hepta à décaBDE	Lac Majeur, Italie	6	7,05	28,04		Poma <i>et al.</i> , 2014
HBCDD	Lac Majeur, Italie	6	2,60	5,11		Poma <i>et al.</i> , 2014
HBCDD	Rivière Bardello, Italie	5	< 0,01 ^c	15,13		Poma <i>et al.</i> , 2014
HBCDD	Rivière Boesio, Italie	3	7,86	23,70		Poma <i>et al.</i> , 2014
HBCDD	Rivière Toce, Italie	5	< 0,01 ^c	9,62		Poma <i>et al.</i> , 2014
α-HBCDD	Différents sites, République Tchèque	31	0,333	3,90	1,46	Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
β-HBCDD	Différents sites, République Tchèque	31	0,324	1,95	0,987	Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
γ-HBCDD	Différents sites, République Tchèque	31	0,444	38,4	6,58	Hlouskova <i>et al.</i> , 2014
ΣHBCDD	Rivière Drěvnice (Malenovice), République Tchèque	15	0,00032	0,045	0,009	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣHBCDD	Rivière Morava (Bělov), République Tchèque	15	0,00021	0,0084	0,0037	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣHBCDD	Rivière Morava (Spytihněv), République Tchèque	15	0,0012	0,351	0,028	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
ΣHBCDD	Rivière Morava (Uherské Hradiště), République Tchèque	15	0,00087	0,011	0,0028	Kukučka <i>et al.</i> , 2015

Composé	Lieu	n	C _{min} (ng/g)	C _{max} (ng/g)	Moyenne (ng/g)	Références
ΣHBCDD	Rivière Morava (Cěrt'ák), République Tchèque	15	0,00029	0,017	0,0027	Kukučka <i>et al.</i> , 2015
TBBPA	Différents sites, République Tchèque	31	3,18	17,7	6,91	Hlouskova <i>et al.</i> , 2014

^a Rivières, ruisseaux ou étangs à proximité ou non de sites industriels.

^b Limite de quantification de la méthode.

^c Limite de détection.

^d L'Elbe et la Weser se jettent dans la mer du Nord. Pour les sédiments de l'Elbe, le site n°3 est le point le plus proche de l'estuaire ; pour les sédiments marins, le point de prélèvement n°3 est le plus éloigné de la côte.

* BDE-28, 47, 85, 99, 100, 153, 154, 183.

** BDE-188, BDE-179, BDE-202, BDE-201, BDE-204, BDE-197, BDE-198, BDE-199, BDE-200, BDE-203, BDE-196, BDE-205, BDE-194, BDE-206, BDE-207, BDE-208, BDE-209.

Eaux usées et boues d'épuration

- France

Le tableau 22 présente les résultats obtenus dans le cadre de l'étude pilotée par l'Ineris relative à la caractérisation de substances dites « émergentes » dans les boues et composts de boues et sur l'évaluation des risques sanitaires lors de la valorisation en agriculture (2014). Quatre campagnes de prélèvements ont été effectuées, dans 12 stations de traitement des eaux usées (STEU).

Tableau 22: Résultats relatifs à la caractérisation de composés polybromés dans les boues issues de 12 STEU en France (Etude Ineris, 2014)

Composé	n	Fréquence de quantification (%)	LQ (ng /g de masse sèche (MS))	C _{max} (ng/g de MS)
BDE-28	47	30	1,3	12
BDE-47	47	98	1,3	300
BDE-99	47	96	1,3	273
BDE-100	47	85	1,3	266
BDE-153	47	53	1,3	56
BDE-154	47	66	1,3	28
BDE-183	47	49	1,3	124,3
BDE-207	47	45	12	1550
BDE-209	47	81	12	104 000

- Europe

Tableau 23 : Teneurs en composés polybromés dans les boues d'épuration issues de deux STEU en République Tchèque (Stiborova et al., 2015)

Composé	Concentrations (ng/g deMS)	
	Site 1 (Hradec Kralove)	Site 2 (Brno)
BDE-28	7,9 ± 0,1	2,2 ± 0,1
BDE-47	216,6 ± 1,7	54,2 ± 1,6
BDE-49	18,2 ± 0,5	9,6 ± 0,4
BDE-66	11,2 ± 0,1	4,8 ± 0,9
BDE-85	17,5 ± 0,2	7,5 ± 0,1
BDE-99	208,8 ± 2,1	57 ± 1,5
BDE-100	55,3 ± 1,0	17,2 ± 1,1
BDE-153	23,3 ± 0,5	12,9 ± 0,1
BDE-154	22,2 ± 0,1	12,8 ± 0,1
BDE-183	24,3 ± 0,7	27,1 ± 0,5
BDE-209	685,3 ± 25,7	1402,6 ± 44,6
ΣPBDE	1290,6 ± 20,1	1607,9 ± 47,1
HBCDD	23,9 ± 0,9	19,6 ± 1,2

Tableau 24: Teneurs en composés polybromés dans les boues d'épuration (« boues secondaires ») issues de cinq STEU proches de Barcelone, Espagne (Cristale et Lacorte, 2015)

Composé	Concentrations (ng/g de masse sèche)				
	STEU 1	STEU 2	STEU 3	STEU 4	STEU 5
BDE-47	11	18	15	10	11
BDE-99	30	21	33	22	19
BDE-209	< 300	879	806	325	< 300

Cristale et Lacorte indiquent que, contrairement à ce qui était attendu, les PBDE n'ont pas été détectés dans les eaux usées, bien que celles-ci n'aient pas été filtrées avant analyse.

De la même manière que dans les sédiments, le BDE-209 est le congénère de la famille des PBDE majoritaire dans les boues d'épuration, suivi par le BDE-47 et le BDE-99.

Il convient de rappeler que le décaBDE est toujours autorisé dans l'Union européenne (UE), bien qu'une proposition de restriction ait été formulée par l'ECHA¹³. Par ailleurs, le BDE-47 et le BDE-99 sont les constituants principaux du mélange commercial c-pentaBDE, largement utilisé mais interdit en UE depuis 2004.

Les nouvelles données recueillies ne remettent pas en cause les conclusions de la note d'AST de 2014.

Compte tenu de leurs propriétés physico-chimiques et de leur faible probabilité de présence dans les EDCH, une campagne nationale de prélèvements et d'analyses des retardateurs de flamme bromés PBDE, PBB, HBCDD et TBBPA dans les eaux (ressource utilisée pour la production d'EDCH, EDCH distribuées en réseau, eaux conditionnées) ne constitue pas une priorité par

¹³ http://echa.europa.eu/fr/view-article/-/journal_content/title/seac-concludes-on-bisphenol-a-decabde-and-pfoa-restrictions-and-finalises-two-opinions-for-authorisation

rapport à d'autres contaminants chimiques, les sédiments et boues d'épuration étant des matrices plus pertinentes.

2.4 Substituts ou « nouveaux » retardateurs de flamme bromés

L'étude de l'Ifremer (2014) relative aux niveaux de présence de certains polluants émergents dans le milieu marin (mollusques) s'est notamment intéressée à deux composés utilisés en remplacement de PBDE : le BTBPE (1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)éthane) et le DBDPE (decabromodiphényl éthane).

Une revue de l'écotoxicité et de la biodégradabilité de ces composés a été effectuée par Ezechiáš *et al.* (2014). Neuf autres « nouveaux » retardateurs de flamme bromés ont également été étudiés par ces auteurs :

- le bis(2-éthylhexyl) tétrabromophtalate (BEH-TEBP)
- l'anhydride tétrabromophtalique (TEBP-Anh)
- le 2,3,4,5,6-pentabromoethylbenzène (PBEB)
- le 2,3,4,5,6-pentabromotoluène (PBT)
- l'hexabromobenzène (HBB)
- le 2-allyloxy-1,3,5-tribromobenzène (TBP-AE)
- le 2,4,6-tribromophénol (TBP)
- le decabromobiphényle (BB209)
- le tétrabromobisphénol A bis-(dibromopropyl éther) (TBBPA-BDBPE).

2.5 Conclusions générales

Les résultats des études présentées dans ce rapport montrent que :

- Parmi les PBDE, les **BDE 47, 99, 100, 153, 154 et 209** sont les composés faisant l'objet du plus grand nombre de publications portant sur la contamination et les expositions externes par la voie inhalée. Les BDE 47, 99 et 209 ont les concentrations les plus élevées dans l'air et les poussières.
- Un nombre croissant d'études s'intéresse à la présence dans les environnements intérieurs et extérieurs de « **nouveaux** » **retardateurs de flamme** utilisés comme substituts aux PBDE. La majorité des études disponibles concernent l'HBCD et le TBBPA ; des données sur d'autres retardateurs de flamme bromés sont également disponibles.
- La majorité des études concernent la présence de retardateurs de flamme dans les **poussières** déposées dans les environnements intérieurs. Les études relatives à l'air intérieur sont moins nombreuses. Peu de données relatives à la contamination de l'air extérieur ont été identifiées dans la littérature.
- Les données de contamination de l'air intérieur et des poussières se rapportent principalement aux **logements**. Quelques études présentent des données de contamination dans les écoles, les crèches et les bureaux.
- **En France**, dans le cadre du projet Ecos-Habitat, des données quantifiées dans l'air et/ou les poussières déposées **dans les logements** sont disponibles pour les BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 209. Des données quantifiées dans les poussières déposées dans les logements mesurées dans le cadre d'une campagne de Greenpeace sont également disponibles pour les BDE 49, 66, 71, 75, 77, 85, 119, 138, 183, 190 et pour le HBCD. Les

concentrations mesurées en France sont généralement du même ordre de grandeur que celles mesurées en Europe (hors Royaume-Uni), et plus faibles que celles mesurées en Amérique du Nord et au Royaume-Uni. Les différences observées entre les pays sont attribuées aux réglementations spécifiques pour la lutte contre les incendies.

- **Dans les écoles**, des données sont disponibles en France pour les BDE 85, 99, 100 et 119, dans le cadre de l'étude pilote de la campagne nationale « écoles » de l'OQAI. Seuls les BDE 99 et 100 ont été quantifiés dans les poussières et l'air de 90 salles de classe.
- S'agissant des **autres lieux de vie**, à l'exception d'une étude ayant rapporté des mesures réalisées dans l'air d'un bureau parisien en 2011-2012, il n'existe pas d'autres données relatives aux concentrations en PBDE dans l'air des bureaux en France. Il n'a pas été identifié de données françaises pour les autres environnements intérieurs.
- S'agissant de **l'estimation des concentrations en PBDE dans les aliments étudiées dans le cadre de l'EAT 2 (Etude alimentation totale)**, pour la somme des 7 congénères de PBDE (BDE-28, 47, 99, 100, 153, 154, 183), les groupes d'aliments présentant les plus fortes teneurs sont les poissons, les crustacés et mollusques et le beurre. Pour l'ensemble des groupes d'aliments, les teneurs sont environ 4 à 12 fois plus basses que celles reportées pour l'Europe dans le rapport du JECFA (JECFA 2006b).
- S'agissant de **l'estimation des concentrations dans les aliments des PBDE dans le cadre de l'EAT 2 (Etude alimentation totale)**, lorsque le congénère BDE-209 est ajouté à la somme des 7 congénères de PBDE, soit pour la somme des 8 PBDE, s'ajoutent alors à ces groupes les plus contaminés le groupe des entremets et crèmes desserts, des sandwiches et casse-croûtes et les margarines.
- S'agissant données françaises et européennes de **contamination dans les Eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), eaux de surface (ESU) et eaux souterraines (ESO), sédiments, eaux usés et boues d'épuration**, du fait de leurs propriétés hydrophobes, les sédiments constituent une matrice de choix pour l'étude des composés polybromés dans l'environnement. Ainsi, sur un même site, les teneurs en PBDE, HBCDD et TBBPA dans les sédiments sont 1000 à 10000 fois plus élevées que les concentrations déterminées dans les eaux de surface. Le BDE-209 est le congénère, parmi les PBDE, qui présente les concentrations les plus élevées dans les sédiments. Celui-ci possède le degré de bromation le plus élevé, il présente donc une solubilité moindre dans l'eau. Une variabilité des concentrations en HBCDD dans les sédiments selon les études peut être observée.

L'ensemble des données de contamination et d'exposition recensées dans ce rapport pose la question de l'imprégnation de la population française à ces composés et leur éventuel risque pour la santé humaine. Le recensement des données disponibles sur le danger de ces composés est abordé dans le tome 3.

3 Bibliographie

Abb M. Stahl B. Lorenz W. 2011. Analysis of brominated flame retardants in house dust. *Chemosphere*, vol. 85(11): p.1657-1663

Abdallah MA. Harrad S. 2009. Personal exposure to HBCDs and its degradation products via ingestion of indoor dust. *Environ. Int.* vol. 35(6): p. 870-876.

Abdelouahab N, Ainmelk Y, Takser L. Polybrominated diphenyl ethers and sperm quality. *Reproductive toxicology* (Elmsford, NY). 2011;31(4):546-50.

Adgent MA, Hoffman K, Goldman BD, Sjodin A, Daniels JL. Brominated flame retardants in breast milk and behavioural and cognitive development at 36 months. *Paediatric and perinatal epidemiology*. 2014;28(1):48-57.

Allen JG. McClean MD. Stapleton HM. Nelson JW. Webster TF. 2007. Personal exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in residential indoor air. *Environ. Sci. Technol.* vol. 41: p. 4574-4579.

Allen JG. McClean MD. Stapleton HM. Webster TF. 2008. Linking PBDEs in house dust to consumer products using X ray fluorescence. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 42(11): p. 4222-4228.

Alliot F. Moreau-Guignon E. Bourges C. Desportes A. Teil MJ. Blanchard M. Chevreuil M. 2014. A multi residue method for characterization of endocrine disruptors in gaseous and particulate phases of ambient air. *Atmospheric Environment*. Vol. 92: p.1-8.

Almughamsi H, Whalen MM. Hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A alter secretion of interferon gamma (IFN-gamma) from human immune cells. *Archives of toxicology*. 2016;90(7):1695-707.

Alonso V, Linares V, Belles M, Albina ML, Pujol A, Domingo JL, et al. Effects of BDE99 on hormone homeostasis and biochemical parameters in adult male rats. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*. 2010;48(8-9):2206-11.

An J, Wang X, Guo P, Zhong Y, Zhang X, Yu Z. Hexabromocyclododecane and polychlorinated biphenyls increase resistance of hepatocellular carcinoma cells to cisplatin through the phosphatidylinositol 3-kinase/protein kinase B pathway. *Toxicology letters*. 2014;229(1):265-72.

Anisuzzaman,S., Whalen, M.M. Tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane alter secretion of IL-1 β from human immune cells (2015) *Journal of Immunotoxicology*

Anses (2013) Méthode d'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de substances reprotoxiques et/ou perturbatrices endocriniennes dans les produits de consommation. Rapport d'expertise collective. 105 pp. Maisons-Alfort, France

Bastos Sales L, Kamstra JH, Cenijn PH, van Rijt LS, Hamers T, Legler J. Effects of endocrine disrupting chemicals on in vitro global DNA methylation and adipocyte differentiation. *Toxicology in vitro : an international journal published in association with BIBRA*. 2013;27(6):1634-43.

Batterman SA. Chernyak S. Jia C. Godwin C. Charles S. 2009. Concentrations and Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers from U.S. Houses and Garages. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 43(8): p. 2693-2700.

- Batterman S. Godwin C. Chernyak S. Jia C. Charles S. 2010. Brominated flame retardants in offices in Michigan, USA. *Environ. Int.* Vol. 36 (6): p.548-56.
- Belles M, Alonso V, Linares V, Albina ML, Sirvent JJ, Domingo JL, et al. Behavioral effects and oxidative status in brain regions of adult rats exposed to BDE99. *Toxicology letters.* 2010;194(1-2):1-7.
- Bennett DH. Moran RE. Wu XM. Tolve NS. Clifton MS. Colon M. Weathers W. Sjodin A. Jones R. Hertz-Picciotto I. 2015. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) concentrations and resulting exposure in homes in California: relationships among passive air, surface wipe and dust concentrations, and temporal variability. *Indoor air.* Vol. 25(2): p. 220-229.
- Besis A. Katsoyiannis A. Botsaropoulou E. Samara C. 2014. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in central air conditioner filter dust and relevance of non dietary exposure in occupational indoor environments in Greece. *Environ. Pollut.* Vol. 188: p. 64-70.
- Besis A. Botsaropoulou E. Voutsas D. Samara C. 2015. Particle size distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the urban agglomeration of Thessaloniki, northern Greece. *Atmospheric Environment.* Vol. 104: 176-185.
- Birgul A. Katsoyiannis A. Gioia R. Crosse J. Earnshaw M. Ratola N. Jones KC. Sweetman AJ. 2012. Atmospheric polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the United Kingdom. *Environmental Pollution.* Vol. 163: p. 105-111.
- Birnbaum LS. Staskal DF. 2004. Brominated flame retardants: cause for concern? *Environmental Health Perspectives.* Vol. 112(1): p. 9-17.
- Björklund JA. Sellström U. de Wit CA. Aune M. Lignell S. Darnerud PO. 2012. Comparisons of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane concentrations in dust collected with two sampling methods and matched breast milk samples. *Indoor Air.* Vol. 22: p. 279-288.
- Blanchard O, Glorennec P, Mercier F, Bonvallot N, Chevrier C, Ramalho O, Mandin C, Le Bot B (2014) Semivolatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 french dwellings. *Environmental science and technology* 48, 3859-3969.
- Blanchard O, Mercier F, Ramalho O, Mandin C, Le Bot B, Glorennec P. Measurements of semi-volatile organic compounds in settled dust: influence of storage temperature and duration. *Indoor Air* 2014; 24:125-135.
- Blanco J, Mulero M, Domingo JL, Sanchez DJ. Perinatal exposure to BDE99 causes decreased protein levels of cyclin D1 via GSK3beta activation and increased ROS production in rat pup livers. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology.* 2014;137(2):491-8.
- Blanco J, Mulero M, Heredia L, Pujol A, Domingo JL, Sanchez DJ. Perinatal exposure to BDE99 causes learning disorders and decreases serum thyroid hormone levels and BDNF gene expression in hippocampus in rat offspring. *Toxicology.* 2013;308:122-8.
- Blanco J, Mulero M, Domingo JL, Sanchez DJ. Gestational exposure to BDE99 produces toxicity through upregulation of CYP isoforms and ROS production in the fetal rat liver. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology.* 2012;127(1):296-302.
- Bogdal C. Wang Z. Buser AM. Scheringer M. Gerecke AC. Schmid P. Müller CE. MacLeod M. Hungerbühler K. 2014. Emissions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Zurich, Switzerland, determined by a combination of measurements and modeling. *Chemosphere.* Vol. 116: p. 15-23.
- Bonvallot N. Mandin C. Mercier F. Le Bot B. Glorennec P. 2010. Health ranking of ingested semi-volatile organic compounds in house dust: an application to France. *Indoor Air.* Vol. 20(6): p. 458-472.

- Bossi R, Skov H, Vorkamp K, Christensen J, Rastogi SC, Egelov A, Petersen D. 2008. Atmospheric concentrations of organochlorine pesticides, polybrominated diphenyl ethers and polychloronaphthalenes in Nuuk, South-West Greenland. *Atmospheric Environment*. Vol. 42(31): p. 7293-7303.
- Bradman A, Castorina R, Gaspar F, Nishioka M, Colon M, Weathers W, Egeghy PP, Maddalena R, Williams J, Jenkins PL, McKone TE. 2014. Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere*. Vol. 116: p. 61-66.
- Brandsma SH, de Boer J, van Velzen J, Leonards PE. 2014. Organophosphorus flame retardants (PFRs) and plasticizers in house and car dust and the influence of electronic equipment; *Chemosphere*. Vol. 116: p. 3-9.
- Brasseur C, Pirard C, Scholl G, De Pauw E, Viel JF, Shen L, et al. Levels of dechloranes and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human serum from France. *Environment international*. 2014;65:33-40.
- Brommer S, Harrad S, Van Den Eede N, Covaci A. 2012. Concentrations of organophosphate esters and brominated flame retardants in German indoor dust samples. *J. Environ. Monit.* Vol. 14(9): p. 2482-2487.
- Brommer S, Harrad S. 2015. Sources and human exposure implications of concentrations of organophosphate flame retardants in dust from UK cars, classrooms, living rooms, and offices. *Environ. Int.* Vol. 82: p. 202-207.
- Butt CM, Stapleton HM. Inhibition of thyroid hormone sulfotransferase activity by brominated flame retardants and halogenated phenolics. *Chemical research in toxicology*. 2013;26(11):1692-702.
- Byun HM, Benachour N, Zalko D, Frisardi MC, Colicino E, Takser L, et al. Epigenetic effects of low perinatal doses of flame retardant BDE47 on mitochondrial and nuclear genes in rat offspring. *Toxicology*. 2015;328:152-9.
- Canbaz D, van Velzen JM, Hallner E, Zwinderman AH, Wickman M, Leonards PEG, van Ree R, van Rijt LS. 2015. Exposure to organophosphate and polybrominated diphenyl ether flame retardants via indoor dust and childhood asthma. *Indoor Air*. Vol.26: p. 403-413.
- Castro Jimenez J, Mariani G, Vives I, Skejo H, Umlauf G, Zaldivar JM, Dueri S, Messiaen G, Laugier T. 2011. Atmospheric concentrations, occurrence and deposition of persistent organic pollutants (POPs) in a Mediterranean coastal site (Etang de Thau, France). *Environ. Pollut.* Vol. 159(7): p. 1948-1956.
- Cato A, Celada L, Kibakaya EC, Simmons N, Whalen MM. Brominated flame retardants, tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane, activate mitogen-activated protein kinases (MAPKs) in human natural killer cells. *Cell biology and toxicology*. 2014;30(6):345-60.
- Cequier EA, Ionas C, Covaci A, Marce RM, Becher G, Thomsen C. 2014. Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 48(12): p. 6827-6835.
- Chao HR, Tsou TC, Huang HL, Chang-Chien GP. Levels of breast milk PBDEs from southern Taiwan and their potential impact on neurodevelopment. *Pediatric research*. 2011;70(6):596-600.
- Chao HR, Shy CG, Wang SL, Chen SC, Koh TW, Chen FA, et al. Impact of non-occupational exposure to polybrominated diphenyl ethers on menstruation characteristics of reproductive-age females. *Environment international*. 2010;36(7):728-35.
- Chen A, Yolton K, Rauch SA, Webster GM, Hornung R, Sjodin A, et al. Prenatal polybrominated diphenyl ether exposures and neurodevelopment in U.S. children through 5 years of age: the HOME study. *Environmental health perspectives*. 2014;122(8):856-62.

- Chen A, Chung E, DeFranco EA, Pinney SM, Dietrich KN. Serum PBDEs and age at menarche in adolescent girls: analysis of the National Health and Nutrition Examination Survey 2003-2004. *Environmental research*. 2011;111(6):831-7.
- Chen C, Chen J, Zhao H, Xie Q, Yin Z, Ge L. Levels and patterns of polybrominated diphenyl ethers in children's plasma from Dalian, China. *Environment international*. 2010;36(2):163-7.
- Choi JS, Lee YJ, Kim TH, Lim HJ, Ahn MY, Kwack SJ, et al. Molecular Mechanism of Tetrabromobisphenol A (TBBPA)-induced Target Organ Toxicity in Sprague-Dawley Male Rats. *Toxicological research*. 2011;27(2):61-70.
- Christen V, Crettaz P, Oberli-Schrammli A, Fent K. Some flame retardants and the antimicrobials triclosan and triclocarban enhance the androgenic activity in vitro. *Chemosphere*. 2010;81(10):1245-52.
- Cope RB, Kacew S, Dourson M. A reproductive, developmental and neurobehavioral study following oral exposure of tetrabromobisphenol A on Sprague-Dawley rats. *Toxicology*. 2015;329:49-59.
- Costa LG, Pellacani C, Dao K, Kavanagh TJ, Roque PJ. The brominated flame retardant BDE47 causes oxidative stress and apoptotic cell death in vitro and in vivo in mice. *Neurotoxicology*. 2015;48:68-76.
- Covaci A, Voorspoels S, De Boer J. 2003. Determination of brominated flame retardants, with emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental and human samples: a review. *Environ. Int.* Vol. 29(6): p. 735-756.
- Cowell WJ, Lederman SA, Sjodin A, Jones R, Wang S, Perera FP, et al. Prenatal exposure to polybrominated diphenyl ethers and child attention problems at 3-7 years. *Neurotoxicology and teratology*. 2015;52(Pt B):143-50.
- Croes K, Colles A, Koppen G, Govarts E, Bruckers L, Van de Mierop E, et al. Persistent organic pollutants (POPs) in human milk: a biomonitoring study in rural areas of Flanders (Belgium). *Chemosphere*. 2012;89(8):988-94.
- Cui Y-, Zhan P, Luo D, Xia Y-. Molecular mechanisms underlying pentabrominated diphenyl ether-induced proliferation in breast cancer MCF-7 cells. *Toxicol Environ Chem* 2010;92(6):1177-1185.
- Cunha SC, Kalachova K, Pulkrabova J, Fernandes JO, Oliveira MBPP, Alves A, Hajslova J. 2010. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contents in house and car dust of Portugal by pressurized liquid extraction (PLE) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). *Chemosphere*. Vol. 78: p. 1263-1271.
- Curcic M, Tanaskovic S, Stankovic S, Jankovic S, Antunovic M, Djordjevic S, et al. Relationship of hepatotoxicity and the target tissue dose of decabrominated diphenyl ether in subacutely exposed Wistar rats. *Vojnosanitetski pregled*. 2015;72(5):405-13.
- Dankers AC, Roelofs MJ, Piersma AH, Sweep FC, Russel FG, van den Berg M, et al. Endocrine disruptors differentially target ATP-binding cassette transporters in the blood-testis barrier and affect Leydig cell testosterone secretion in vitro. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology*. 2013;136(2):382-91.
- Darnerud PO, Lignell S, Aune M, Isaksson M, Cantillana T, Redebj J, et al. Time trends of polybrominated diphenylether (PBDE) congeners in serum of Swedish mothers and comparisons to breast milk data. *Environmental research*. 2015;138:352-60.
- D'Hollander W, Roosens L, Covaci A, Cornelis C, Reynders H, Campenhout KV, Voogt P, Bervoets L. 2010. brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere*; Vol; 81(4): p. 478-487.

de Wit CA, Bjorklund JA, Thuresson K. 2012. tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: indoor sources and human exposure. *Environ. Int.* Vol. 39(1): p. 141-147.

Ding G, Yu J, Cui C, Chen L, Gao Y, Wang C, et al. Association between prenatal exposure to polybrominated diphenyl ethers and young children's neurodevelopment in China. *Environmental research.* 2015;142:104-11.

Ding WW, Tian Y, Jin J, Wang Y, Cui C, Zhang L, et al. [Levels of hexabromocyclododecane in human breast milk and the daily intake of newborns in a Shanghai hospital]. *Zhonghua yu fang yi xue za zhi [Chinese journal of preventive medicine]*. 2011;45(6):498-501.

Dirtu AC, Ravindra K, Roosens L, van Grieken R, Neels H, Blust R, Covaci A. 2008. Fast analysis of decabrominated diphenyl ether using low-pressure gas chromatography-electron-capture negative ionization mass spectrometry (2008) *Journal of Chromatography A.* Vol. 116: p. 2095-301.

Dishaw LV, Powers CM, Ryde IT, Roberts SC, Seidler FJ, Slotkin TA, et al. Is the PentaBDE replacement, tris (1,3-dichloro-2-propyl) phosphate (TDCPP), a developmental neurotoxicant? Studies in PC12 cells. *Toxicology and applied pharmacology.* 2011;256(3):281-9.

Dodson RE, Perovich LJ, Covaci A, Van den Eede N, Ionas AC, Dirtu AC, Brody JG, Rudel RA. 2012. After the PBDE Phase-Out: A Broad Suite of Flame Retardants in Repeat House Dust Samples from California; *Environ. Sci. technol*; Vol. 46(24): p. 13056-13066.

Donauer S, Chen A, Xu Y, Calafat AM, Sjodin A, Yolton K. Prenatal exposure to polybrominated diphenyl ethers and polyfluoroalkyl chemicals and infant neurobehavior. *The Journal of pediatrics.* 2015;166(3):736-42.

Dunn RL, Huwe JK, Carey GB. Biomonitoring polybrominated diphenyl ethers in human milk as a function of environment, dietary intake, and demographics in New Hampshire. *Chemosphere.* 2010;80(10):1175-82.

Egebäck AL, Sellstrom U, McLachlan MS. 2012. Decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in Swedish background air. *Chemosphere.* Vol. 86(3): p. 264-269.

Eggesbo M, Thomsen C, Jorgensen JV, Becher G, Odland JO, Longnecker MP. Associations between brominated flame retardants in human milk and thyroid-stimulating hormone (TSH) in neonates. *Environmental research.* 2011;111(6):737-43.

Fair PA, Stavros HC, Mollenhauer MA, DeWitt JC, Henry N, Kannan K, et al. Immune function in female B(6)C(3)F(1) mice is modulated by DE-71, a commercial polybrominated diphenyl ether mixture. *Journal of immunotoxicology.* 2012;9(1):96-107.

Fang M, Webster TF, Ferguson PL, Stapleton HM. Characterizing the peroxisome proliferator-activated receptor (PPAR γ) ligand binding potential of several major flame retardants, their metabolites, and chemical mixtures in house dust. *Environmental health perspectives.* 2015;123(2):166-72.

Feng Y, Hu Q, Meng G, Wu X, Zeng W, Zhang X, et al. Simulating long-term occupational exposure to decabrominated diphenyl ether using C57BL/6 mice: biodistribution and pathology. *Chemosphere.* 2015;128:118-24.

Fromme H, Hilger B, Kopp E, Miserok M, Volkel W. 2014a. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCD) and "novel" brominated flame retardants in house dust in Germany. *Environ; Int.* Vol. 64: p. 61-68.

Fromme H, Lahrz T, Kraft M, Fembacher L, Mach C, Dietrich S, Burkardt R, Volkel W, Goen T. 2014b. Organophosphate flame retardants and plasticizers in the air and dust in german daycare centers and human biomonitoring in visiting children (LUPE 3). *Environ. Int.* Vol. 71: p. 158-163.

- Gascon M, Fort M, Martinez D, Carsin AE, Fornis J, Grimalt JO, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and neuropsychological development in infants. *Environmental health perspectives*. 2012;120(12):1760-5.
- Gassmann K, Schreiber T, Dingemans MM, Krause G, Roderigo C, Giersiefer S, et al. BDE47 and 6-OH-BDE47 modulate calcium homeostasis in primary fetal human neural progenitor cells via ryanodine receptor-independent mechanisms. *Archives of toxicology*. 2014;88(8):1537-48.
- Gioia R, Sweetman AJ, Jones KC. 2007. Coupling Passive Air Sampling with Emission Estimates and Chemical Fate Modeling for Persistent Organic Pollutants (POPs): A Feasibility Study for Northern Europe. *Environ; Sci. Technol.* Vol. 41: p. 2165-2171.
- Glorennec P, Mercier F, Blanchard O, Bonvallot N, Ramalho O. 2011. Cumulative indoor exposures to semi-volatile organic compound (SVOCs) in France: the ECOS project. *Indoor Air conferences, 2011, Austin TX, United States*.
- Glorennec P, Lucas JP, Etchevers A, Oulhote Y, Mandin C, Poupon J, Le Strat Y, Bretin P, Douay F, Le Bot B, Le Tertre A. 2015. Exposition au plomb des enfants dans leur logement. *Projet Plomb-Habitat (2008-2014) : principaux résultats, retombées et perspectives*. *Environ Risque Sante*. Vol.14: p. 28-37.
- Goin T, Harner T, Daly GL, Wania F, Mackay D, Jones KC. 2005. Variability of concentrations of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in air: implications for monitoring, modeling and control. *Atmospheric Environment*. Vol. 39: p. 151-166.
- Gouin T, Thomas GO, Chaemfa C, Harner T, Mackay D, Jones KC. 2006. Concentrations of decabromodiphenyl ether in air from Southern Ontario: implications for particle-bound transport. *Chemosphere*. Vol. 64(2): p. 256-261.
- Grasselli E, Cortese K, Fabbri R, Smerilli A, Vergani L, Voci A, et al. Thyromimetic actions of tetrabromobisphenol A (TBBPA) in steatotic FaO rat hepatoma cells. *Chemosphere*. 2014;112:511-8.
- Greenpeace. 2003. *Les substances dangereuses dans les poussières du logement : des indicateurs de l'exposition chimique dans l'environnement domestique*. 84 pp.
- Hachisuka A, Nakamura R, Sato Y, Nakamura R, Shibutani M, Teshima R. [Effects of perinatal exposure to the brominated flame-retardant hexabromocyclododecane (HBCDD) on the developing immune system in rats]. *Kokuritsu Iyakuin Shokuhin Eisei Kenkyujo hokoku = Bulletin of National Institute of Health Sciences*. 2010(128):58-64.
- Harner T, Shoeib M, Diamond M, Ikonomou M, Stern G. 2006. Passive sampler derived air concentrations of PBDEs along an urban-rural transect: Spatial and temporal trends. *Chemosphere*. Vol. 64: p. 262-267.
- Harvey JB, Osborne TS, Hong HH, Bhusari S, Ton TV, Pandiri AR, et al. Uterine Carcinomas in Tetrabromobisphenol A-exposed Wistar Han Rats Harbor Increased Tp53 Mutations and Mimic High-grade Type I Endometrial Carcinomas in Women. *Toxicologic pathology*. 2015;43(8):1103-13.
- Harrad S, Wijesekera R, Hunter S, Halliwell C, Baker R. 2004. Preliminary Assessment of U.K. Human Dietary and Inhalation Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers. *Environ. Sci. technol.* Vol. 38: p. 2345-2350.
- Harrad S, Hazrati S, Ibarra C. 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. *Environ. Sci. technol.* Vol. 40(15): p. 4633-4638.
- Harrad S, Hunter S. 2006. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in air and soil on a rural urban transect across a major UK conurbation. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 40(15) : p. 4548-4553.

Harrad S. Ibarra C. Diamond M. Melymuk L. Robson M. Douwes J. Roosens L. Dirtu AC. Covaci A. 2008. Polybrominated diphenyl ethers in domestic indoor dust from Canada; New Zealand, United Kingdom and United States. *Environ. Int.* Vol. 34(2): p. 232-238.

Harrad S. de Wit CA. Abdallah MA. Bergh C. Björklund JA. Covaci A. Darnerud PO. de Boer J. Diamond M. Huber S. Leonards P. Mandalakis M. Ostman C. haug LS. Thomsen C. Webster TF. 2010. Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? *Environ. Sci. Technol.* Vol. 44(9): p. 3221-3231.

Harrad S. Abdallah MA. 2011. Brominated flame retardants in dust from UK cars within vehicle spatial variability, evidence for degradation and exposure implications. *Chemosphere.* Vol. 82(9): p. 1240-1245.

Hartman PC. Bürgi D. Giger W. 2004. Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor air. *Chemosphere.* Vol. 57: p. 181-787.

Hendriks HS, Koolen LA, Dingemans MM, Viberg H, Lee I, Leonards PE, et al. Effects of neonatal exposure to the flame retardant tetrabromobisphenol-A, aluminum diethylphosphinate or zinc stannate on long-term potentiation and synaptic protein levels in mice. *Archives of toxicology.* 2015;89(12):2345-54.

Hendriks HS, Meijer M, Muilwijk M, van den Berg M, Westerink RH. A comparison of the in vitro cyto- and neurotoxicity of brominated and halogen-free flame retardants: prioritization in search for safe(r) alternatives. *Archives of toxicology.* 2014;88(4):857-69.

Hendriks HS, van Kleef RG, Westerink RH. Modulation of human alpha4beta2 nicotinic acetylcholine receptors by brominated and halogen-free flame retardants as a measure for in vitro neurotoxicity. *Toxicology letters.* 2012;213(2):266-74.

Hendriks HS, van Kleef RG, van den Berg M, Westerink RH. Multiple novel modes of action involved in the in vitro neurotoxic effects of tetrabromobisphenol-A. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology.* 2012;128(1):235-46.

Herbstman JB, Sjodin A, Kurzon M, Lederman SA, Jones RS, Rauh V, et al. Prenatal exposure to PBDEs and neurodevelopment. *Environmental health perspectives.* 2010;118(5):712-9.

Heredia L, Torrente M, Colomina MT, Domingo JL. Behavioral effects of oral subacute exposure to BDE209 in young adult mice: a preliminary study. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association.* 2012;50(3-4):707-12.

Hinkson NC, Whalen MM. Hexabromocyclododecane decreases tumor-cell-binding capacity and cell-surface protein expression of human natural killer cells. *Journal of applied toxicology : JAT.* 2010;30(4):302-9.

Hoffman K. Garantziotis S. Birnbaum LS. Stapleton HM. 2015. Monitoring Indoor Exposure to Organophosphate Flame Retardants: Hand Wipes and House Dust. *Environmental Health Perspectives.* Vol. 123: p. 160-165.

Hoffman K, Adgent M, Goldman BD, Sjodin A, Daniels JL. Lactational exposure to polybrominated diphenyl ethers and its relation to social and emotional development among toddlers. *Environmental health perspectives.* 2012;120(10):1438-42.

Hoh E. Hites RA. 2005. Brominated Flame Retardants in the Atmosphere of the East-Central United States. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 39(20): p. 7794-7802.

Honkisz E, Wojtowicz AK. The role of PPARgamma in TBBPA-mediated endocrine disrupting effects in human choriocarcinoma JEG-3 cells. *Molecular and cellular biochemistry.* 2015;409(1-2):81-91.

- Hu X, Zhang J, Jiang Y, Lei Y, Lu L, Zhou J, et al. Effect on metabolic enzymes and thyroid receptors induced by BDE47 by activation the pregnane X receptor in HepG2, a human hepatoma cell line. *Toxicology in vitro : an international journal published in association with BIBRA*. 2014;28(8):1377-85.
- Hu W, Liu H, Sun H, Shen O, Wang X, Lam MH, et al. Endocrine effects of methoxylated brominated diphenyl ethers in three in vitro models. *Marine pollution bulletin*. 2011;62(11):2356-61.
- Huang C-, Deng H, Ke X-, Han S-, He X-. Induction of human cytochrome P450 2A6 transcription by estrogenic compounds. *Chin J Pharmacol Toxicol* 2014;28(1):88-96.
- Hurd T, Whalen MM. Tetrabromobisphenol A decreases cell-surface proteins involved in human natural killer (NK) cell-dependent target cell lysis. *Journal of immunotoxicology*. 2011;8(3):219-27.
- Hurley S, Reynolds P, Goldberg D, Nelson DO, Jeffrey SS, Petreas M. Adipose levels of polybrominated diphenyl ethers and risk of breast cancer. *Breast cancer research and treatment*. 2011;129(2):505-11.
- Hutter HP, Haluza D, Piegler K, Hohenblum P, Fröhlich M, Scharf S, Uhl M, Damberger B, Tappler P, Kundi M, Wallner P, Moshhammer H. 2013. Semivolatile compounds in schools and their influence on cognitive performance of children. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health*. Vol. 26(4): p. 628-635.
- Hwang HM, Park EK, Young TM, Hammock BD. 2008. Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust. *Sci. Total Env*. Vol. 404: p. 26-35.
- Iacouvidou E, Mandalakis M, Stephanou EG. 2009. Occurrence and diurnal variation of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the background atmosphere of Eastern Mediterranean. *Chemosphere*. Vol. 77 (9): p. 1161-1167.
- Ibhazehiebo K, Iwasaki T, Xu M, Shimokawa N, Koibuchi N. Brain-derived neurotrophic factor (BDNF) ameliorates the suppression of thyroid hormone-induced granule cell neurite extension by hexabromocyclododecane (HBCDD). *Neuroscience letters*. 2011;493(1-2):1-7.
- Imm P, Knobeloch L, Buelow C, Anderson HA. 2009. Household exposures to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a Wisconsin Cohort. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 117: p. 1890-1895.
- Jaward FM, Meijer SN, Steinnes E, Thomas GO, Jones KC. 2004. Further studies on the latitudinal and temporal trends of persistent organic pollutants in Norwegian and U.K. background air. *Environ. Sci. Technol*. Vol. 38 (9): p. 2523-2530.
- Johnson PI, Stapleton HM, Mukherjee B, Hauser R, Meeker JD. Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *The Science of the total environment*. 2013;445-446:177-84.
- Johnson PI, Stapleton HM, Mukherjee B, Hauser R, Meeker JD. 2013. Associations between brominated flame retardants in house dust and hormone levels in men. *Sci. Total. Environ*. Vol. 445-446: p. 177-184.
- Johnson PI, Altshul L, Cramer DW, Missmer SA, Hauser R, Meeker JD. Serum and follicular fluid concentrations of polybrominated diphenyl ethers and in-vitro fertilization outcome. *Environment international*. 2012;45:9-14.
- Johnson PI, Stapleton HM, Sjobin A, Meeker JD. 2010. Relationship between polybrominated diphenyl ether concentrations in house dust and serum. *Environ. Sci. Technol*. Vol. 44: p. 5627-5632.

- Kalantzi OI, Geens T, Covaci A, Siskos PA. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other persistent organic pollutants in human serum from Greece. *Environment international*. 2011;37(2):349-53.
- Kamstra JH, Hruba E, Blumberg B, Janesick A, Mandrup S, Hamers T, et al. Transcriptional and epigenetic mechanisms underlying enhanced in vitro adipocyte differentiation by the brominated flame retardant BDE47. *Environmental science & technology*. 2014;48(7):4110-9.
- Kakimoto K, Nagayoshi H, Takagi S, Akutsu K, Konishi Y, Kajimura K, Hayakawa K, Toriba A. 2014. Inhalation and dietary exposure to Dechlorane Plus and polybrominated diphenyl ethers in Osaka, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 99: p. 69-73.
- Kalachova K, Hradkova P, Lankova D, Hajslova J, Pulkrabova J. 2012. Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Sci. Total. Environ*. Vol. 441: p. 182-193.
- Karlsson M, Julander A, van Bavel B, Hardell L. 2007. Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environ. Int*. Vol. 33(1): p. 62-69.
- Kicinski M, Viaene MK, Den Hond E, Schoeters G, Covaci A, Dirtu AC, et al. Neurobehavioral function and low-level exposure to brominated flame retardants in adolescents: a cross-sectional study. *Environmental health : a global access science source*. 2012;11:86.
- Kim S, Park J, Kim HJ, Lee JJ, Choi G, Choi S, et al. Association between Several Persistent Organic Pollutants and Thyroid Hormone Levels in Cord Blood Serum and Bloodspot of the Newborn Infants of Korea. *PLoS One*. 2015;10(5):e0125213.
- Kim TH, Bang du Y, Lim HJ, Won AJ, Ahn MY, Patra N, et al. Comparisons of polybrominated diphenyl ethers levels in paired South Korean cord blood, maternal blood, and breast milk samples. *Chemosphere*. 2012;87(1):97-104.
- Kim UJ, Kim MY, Hong YH, Lee DH, Oh JE. Assessment of impact of internal exposure to PBDEs on human thyroid function--comparison between congenital hypothyroidism and normal paired blood. *Environmental science & technology*. 2012;46(11):6261-8.
- Kim KH, Bose DD, Ghogha A, Riehl J, Zhang R, Barnhart CD, et al. Para- and ortho-substitutions are key determinants of polybrominated diphenyl ether activity toward ryanodine receptors and neurotoxicity. *Environmental health perspectives*. 2011;119(4):519-26.
- Kim UJ, Lee IS, Kim HS, Oh JE. Monitoring of PBDEs concentration in umbilical cord blood and breast milk from Korean population and estimating the effects of various parameters on accumulation in humans. *Chemosphere*. 2011;85(3):487-93.
- Koenig CM, Lango J, Pessah IN, Berman RF. Maternal transfer of BDE47 to offspring and neurobehavioral development in C57BL/6J mice. *Neurotoxicology and teratology*. 2012;34(6):571-80.
- Koike E, Yanagisawa R, Takigami H, Takano H. Penta- and octa-bromodiphenyl ethers promote proinflammatory protein expression in human bronchial epithelial cells in vitro. *Toxicology in vitro : an international journal published in association with BIBRA*. 2014;28(2):327-33.
- Koike E, Yanagisawa R, Takigami H, Takano H. Brominated flame retardants stimulate mouse immune cells in vitro. *Journal of applied toxicology : JAT*. 2013;33(12):1451-9.
- Kirchner S, Arenes JF, Cochet C, Derbez M, Duboudin C, Elias P, Gregoire A, Jédor B, Lucas JP, Pasquier N, Pignoret M, Ramalho O. 2006. Campagne nationale logements : État de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final.

- Krol S, Namiesnik J, Zabiegala B. 2014. Occurrence and levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in house dust and hair samples from Northern Poland; an assessment of human exposure. *Chemosphere*. Vol. 110: p. 91-96.
- Lagalante AF, Oswald TD, Calvosa FC. 2009. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in dust from previously owned automobiles at United States dealerships. *Environ. Int.* Vol. 35 (3): p. 539-544.
- Lagalante A F, Shedden CS, Greenbacker PW. 2011. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in dust from personal automobiles in conjunction with studies on the photochemical degradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209). *Environ. Int.* Vol. 37 (5): p. 899-906.
- La Guardia MJ, Hale RC. 2015. Halogenated flame-retardant concentrations in settled dust, respirable and inhalable particulates and polyurethane foam at gymnastic training facilities and residences. *Environ. Int.* Vol. 79: p.106-114.
- Lammel G, Audy O, Besis A, Efstathiou C, Eleftheriadis K, Kohoutek J, Kukučka P, Mulder MD, Přibylková P, Prokeš R, Rusina TP, Samara C, Sofuoglu A, Sofuoglu SC, Taşdemir Y, Vassilatou V, Voutsas D, Vrana B. 2015. Air and seawater pollution and air-sea gas exchange of persistent toxic substances in the Aegean Sea: spatial trends of PAHs, PCBs, OCPs and PBDEs. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* Vol. 22(15): p. 11301-11313.
- Lee E, Kim TH, Choi JS, Nabanata P, Kim NY, Ahn MY, et al. Evaluation of liver and thyroid toxicity in Sprague-Dawley rats after exposure to polybrominated diphenyl ether BDE209. *The Journal of toxicological sciences*. 2010;35(4):535-45.
- Lee RG, Gareth M, Thomas O, Jones KC. 2004. PBDEs in the atmosphere of three locations in western Europe. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 38(3): p. 699-706.
- Lenters V, Thomsen C, Smit LA, Jonsson BA, Pedersen HS, Ludwicki JK, et al. Serum concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and a polybrominated biphenyl (PBB) in men from Greenland, Poland and Ukraine. *Environment international*. 2013;61:8-16
- Li M, Liu Z, Gu L, Yin R, Li H, Zhang X, et al. Toxic effects of decabromodiphenyl ether (BDE209) on human embryonic kidney cells. *Frontiers in genetics*. 2014;5:118.
- Li MY, Jin J, Yang CQ, Wang Y, Ding WW, Yang XF, et al. [Correlations between PBDEs and thyroid hormone concentrations in adults from production source area]. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue / [bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui]*. 2011;32(11):3271-6.
- Li P, Yang CQ, Jin J, Wang Y, Liu WZ, Ding WW. [Correlations between HBCDD and thyroid hormone concentrations in human serum from production source area]. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue / [bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui]*. 2014;35(10):3970-6.
- Li et al. (2010) Infants ingesting high breast milk levels of polybrominated diphenyl ethers may have negative impact on their neurodevelopment, ICCCE 2010 - 2010 International Conference on Chemistry and Chemical Engineering, Proceedings 5560424, pp. 325-327
- Liang SX, Gao HX, Zhao YY, Ma XM, Sun HW. Effects of repeated exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE209) on mice nervous system and its self repair. *Environmental toxicology and pharmacology*. 2010;29(3):297-301.
- Lin SM, Chen FA, Huang YF, Hsing LL, Chen LL, Wu LS, et al. Negative associations between PBDE levels and thyroid hormones in cord blood. *International journal of hygiene and environmental health*. 2011;214(2):115-20.

Link B, Gabrio T, Mann V, Schilling B, Maisner V, König M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in blood of children in Baden-Württemberg between 2002/03 and 2008/09. *International journal of hygiene and environmental health*. 2012;215(2):224-8.

Liu et al. (2010) Effects of 2,2',4,4'-tetrabrominated diphenyl ethers on the TRalpha1 and TRbeta1 expression in liver in C57BL/6 mice, *Journal of hygiene research*, Volume 39, Issue 4, July 2010, Pages 399-403

Lopez-Espinosa MJ, Costa O, Vizcaino E, Murcia M, Fernandez-Somoano A, Iniguez C, et al. Prenatal Exposure to Polybrominated Flame Retardants and Fetal Growth in the INMA Cohort (Spain). *Environmental science & technology*. 2015;49(16):10108-16.

Lucas JP, Le Bot B, Glorennec P, Etchevers A, Bretin P, Douay F, Seville V, Bellanger L, Mandin C. 2012. Lead contamination in French children's homes and environment. *Environ. Res.* Vol. 116: p. 58-65.

Lunder S, Hovander L, Athanassiadis I, Bergman A. Significantly higher polybrominated diphenyl ether levels in young U.S. children than in their mothers. *Environmental science & technology*. 2010;44(13):5256-62.

Mandalakis M, Atsarou V, Stephanou EG. 2008. Airborne PBDEs in specialized occupational settings, houses and outdoor urban areas in Greece. *Environ. Pollut.* Vol. 155(2): p. 375-382.

Mandin C, Mercier F, Ramalho O, Lucas JP, Gilles E, Blanchard O, Bonvalot N, Glorennec P, Le Bot B. 2016. Semi-volatile organic compounds in the particulate phase in dwellings: A nationwide survey in France. *Atmospheric Environment*. Vol. 136: p. 82-94

Mandin C, Mercier F, Lucas JP, Ramalho O, Blanchard O, Bonvalot N, Raffy G, Gilles E, Glorennec P, Le Bot B. En cours de publication. SVOC in settled dust in French dwellings.

Maranghi F, Tassinari R, Moracci G, Altieri I, Rasinger JD, Carroll TS, et al. Dietary exposure of juvenile female mice to polyhalogenated seafood contaminants (HBCDD, BDE47, PCB-153, TCDD): comparative assessment of effects in potential target tissues. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*. 2013;56:443-9.

Mariani G, Canuti E, Castro-Jimenez J, Christoph EH, Eisenreich SJ, Hanke G, Skejo H, Umlauf G. 2008. Atmospheric input of POPs into Lake Maggiore (Northern Italy): PBDE concentrations and profile in air, precipitation, settling material and sediments. *Chemosphere*. Vol. 73: p. S114-S121.

Meeker JD, Johnson PI, Hauser R. 2009. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) concentrations in house dust are related to hormone levels in men. *Sci. Total Environ.* Vol. 407: p. 3425-3429.

Meijer L, Martijn A, Melessen J, Brouwer A, Weiss J, de Jong FH, et al. Influence of prenatal organohalogen levels on infant male sexual development: sex hormone levels, testes volume and penile length. *Human reproduction (Oxford, England)*. 2012;27(3):867-72.

Melymuk L, Robson M, Helm PA, Diamond ML. 2009. PCBs, PBDEs, and PAHs in Toronto air: Spatial and seasonal trends and implications for contaminant transport. *Sci. Total Environ.* Vol. 429: p. 272-280.

Mercier F, Glorennec P, Thomas O, Le Bot B. 2011. Organic contamination of settled house dust, a review for exposure assessment purposes. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 45(16): p.6716-6727.

Miller-Rhodes P, Popescu M, Goeke C, Tirabassi T, Johnson L, Markowski VP. Prenatal exposure to the brominated flame retardant hexabromocyclododecane (HBCDD) impairs measures of sustained attention and increases age-related morbidity in the Long-Evans rat. *Neurotoxicology and teratology*. 2014;45:34-43.

- Miranda ML, Anthopolos R, Wolkin A, Stapleton HM. Associations of birth outcomes with maternal polybrominated diphenyl ethers and thyroid hormones during pregnancy. *Environment international*. 2015;85:244-53.
- Molina-Molina JM, Amaya E, Grimaldi M, Saenz JM, Real M, Fernandez MF, et al. In vitro study on the agonistic and antagonistic activities of bisphenol-S and other bisphenol-A congeners and derivatives via nuclear receptors. *Toxicology and applied pharmacology*. 2013;272(1):127-36.
- Moreau-Guigon E. Chevreuil M. 2014. L'exposition humaine aux perturbateurs endocriniens via l'air ambiant : un risque sanitaire méconnu. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*. Vol. 75(1): p. 74-81.
- Muenhor D. Harrad S. 2012. Within-room and within-building temporal and spatial variations in concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in indoor dust. *Environment International*. Vol. 47: p. 23-27.
- Muresan B. Lorgeoux C. Gasperi J. Moilleron R. 2010. Fate and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers in the deposition within a heavily urbanized area: case of Paris (France). *Water. Sci. Technol*. Vol. 62(4): 822-828.
- Nakamura N, Matsubara K, Sanoh S, Ohta S, Uramaru N, Kitamura S, et al. Cell type-dependent agonist/antagonist activities of polybrominated diphenyl ethers. *Toxicology letters*. 2013;223(2):192-7.
- Newton S. Sellstrom U. de Wit CA. 2015. Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ. Sci. Technol*. Vol.49(5): p.2912-2920.
- Park HR, Kamau PW, Korte C, Loch-Carusio R. Tetrabromobisphenol A activates inflammatory pathways in human first trimester extravillous trophoblasts in vitro. *Reproductive toxicology* (Elmsford, NY). 2014;50:154-62.
- Park JS, Voss RW, McNeel S, Wu N, Guo T, Wang Y, et al. High exposure of California firefighters to polybrominated diphenyl ethers. *Environmental science & technology*. 2015;49(5):2948-58.
- Park MA, Hwang KA, Lee HR, Yi BR, Jeung EB, Choi KC. Cell growth of BG-1 ovarian cancer cells is promoted by di-n-butyl phthalate and hexabromocyclododecane via upregulation of the cyclin D and cyclin-dependent kinase-4 genes. *Molecular medicine reports*. 2012;5(3):761-6.
- Qin et al. (2010) Persistent organic pollutants and heavy metals in adipose tissues of patients with uterine leiomyomas and the association of these pollutants with seafood diet, BMI, and age
- Qu BL, Yu W, Huang YR, Cai BN, Du LH, Liu F. 6-OH-BDE47 promotes human lung cancer cells epithelial mesenchymal transition via the AKT/Snail signal pathway. *Environmental toxicology and pharmacology*. 2015;39(1):271-9.
- Quiros-Alcala L. Bradman A. Nishioka M. Harnly ME. Hubbard A. McKone TE. Eskenazi B. 2011. Concentrations and loadings of polybrominated diphenyl ethers in dust from low-income households in California. *Environ. Int*. Vol. 37(3): p. 592-596.
- Raffy G. Mercier F. Chauvin D. Glorennec P. Blanchard O. Bonvallet N. Le Bot B. Dassonville C., Mandin C. Derbez M. 2011. Mesure de la contamination de l'air et des poussières au sol dans les écoles par les composés organiques semi-volatils. Rapport en ligne sur <http://www.oqai.fr>
- Raffy G. Mercier F. Blanchard O. Derbez M. Dassonville C. Bonvallet N. Glorennec P. Le Bot B. 2016. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: A pilot study. *Indoor Air* DOI: 10.1111/ina.12288.
- Rawn DF, Ryan JJ, Sadler AR, Sun WF, Weber D, Laffey P, et al. Brominated flame retardant concentrations in sera from the Canadian Health Measures Survey (CHMS) from 2007 to 2009. *Environment international*. 2014;63:26-34.

- Ren XM, Guo LH, Gao Y, Zhang BT, Wan B. Hydroxylated polybrominated diphenyl ethers exhibit different activities on thyroid hormone receptors depending on their degree of bromination. *Toxicology and applied pharmacology*. 2013;268(3):256-63.
- Ren XM, Guo LH. Assessment of the binding of hydroxylated polybrominated diphenyl ethers to thyroid hormone transport proteins using a site-specific fluorescence probe. *Environmental science & technology*. 2012;46(8):4633-40.
- Reverte I, Domingo JL, Colomina MT. Neurodevelopmental effects of decabromodiphenyl ether (BDE209) in APOE transgenic mice. *Neurotoxicology and teratology*. 2014;46:10-7.
- Reverte I, Pujol A, Domingo JL, Colomina MT. Thyroid hormones and fear learning but not anxiety are affected in adult apoE transgenic mice exposed postnatally to decabromodiphenyl ether (BDE209). *Physiology & behavior*. 2014;133:81-91.
- Riu A, Grimaldi M, le Maire A, Bey G, Phillips K, Boulahtouf A, et al. Peroxisome proliferator-activated receptor gamma is a target for halogenated analogs of bisphenol A. *Environmental health perspectives*. 2011;119(9):1227-32.
- Roberts SC, Bianco AC, Stapleton HM. Disruption of type 2 iodothyronine deiodinase activity in cultured human glial cells by polybrominated diphenyl ethers. *Chemical research in toxicology*. 2015;28(6):1265-74.
- Roelofs MJ, van den Berg M, Bovee TF, Piersma AH, van Duursen MB. Structural bisphenol analogues differentially target steroidogenesis in murine MA-10 Leydig cells as well as the glucocorticoid receptor. *Toxicology*. 2015;329:10-20.
- Roosens L, Cornelis C, D'Hollander W, Bervoets L, Reynders H, Van Campenhout K, Van Den Heuvel R, Neels H, Covaci A. 2010. Exposure of the Flemish population to brominated flame retardants: model and risk assessment. *Environ. Int.* Vol. 36(4): p. 368-376.
- Rudel RA, Camann DE, Spengler JD, Korn LR, Brody JG. 2003. Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust. *Environ. Sci. Technol.* Vol.37: p. 4543 - 4553.
- Rudel RA, Dodson RE, Perovich LJ, Morello-Frosch RM, Camann DE, Zuniga MM, Yau AY, Just AC, Green Brody JG. 2010. Semivolatile Endocrine-Disrupting Compounds in Paired Indoor and Outdoor Air in Two Northern California Communities. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 44: p. 6583-6590.
- Ryan JJ, Rawn DF. The brominated flame retardants, PBDEs and HBCDD, in Canadian human milk samples collected from 1992 to 2005; concentrations and trends. *Environment international*. 2014;70:1-8.
- Saegusa Y, Fujimoto H, Woo GH, Ohishi T, Wang L, Mitsumori K, et al. Transient aberration of neuronal development in the hippocampal dentate gyrus after developmental exposure to brominated flame retardants in rats. *Archives of toxicology*. 2012;86(9):1431-42.
- Sahlstrom LM, Sellstrom U, de Wit CA, Lignell S, Darnerud PO. Brominated flame retardants in matched serum samples from Swedish first-time mothers and their toddlers. *Environmental science & technology*. 2014;48(13):7584-92.
- Saito I, Onuki A, Seto H. 2007. Indoor organophosphate and polybrominated flame retardants in Tokyo. *Indoor Air*. Vol. 17(1): 28-36.
- Sharp L, Lunder S. 2004. In the dust. Toxic fire retardants in american homes. Environmental working group. 57 pp.
- Schechter A, Colacino JA, Shah N, Pöpke O, Opel M, Patel K, Birnbaum LS. 2010. Indoor and outdoor air PBDE levels in a Southwestern US city. *Toxicological & Environmental Chemistry*. Vol. 92(6): p. 1053-1063.

Schreiber T, Gassmann K, Gotz C, Hubenthal U, Moors M, Krause G, et al. Polybrominated diphenyl ethers induce developmental neurotoxicity in a human in vitro model: evidence for endocrine disruption. *Environmental health perspectives*. 2010;118(4):572-8

Sha et al. (2014) effects of prepubertal exposure to polybrominated diphenyl ethers on activity of enzymes in testis of male rats

Shoeib M. Harner T. Webster GM. Sverko E. Cheng Y. 2012. Legacy and current-use flame retardants in house dust from Vancouver, Canada. *Environ. Pollut.* Vol. 169: p. 175-182.

Shoeib M. Lutz A. Jantunen L. Harner T. 2014. Concentrations in air of organobromine, organochlorine and organophosphate flame retardants in Toronto, Canada. *Atmospheric Environment*. Vol. 99: p. 140-147.

Shy C-, Hsu Y-, Shih S-, Chuang KP, Lin C-, Wu C-, et al. Indoor level of polybrominated diphenyl ethers in the home environment and assessment of human health risks. *Aerosol Air Qual Res* 2015;15(4):1494-1505.

Shy CG, Huang HL, Chao HR, Chang-Chien GP. Cord blood levels of thyroid hormones and IGF-1 weakly correlate with breast milk levels of PBDEs in Taiwan. *International journal of hygiene and environmental health*. 2012;215(3):345-51.

Siddique S, Xian Q, Abdelouahab N, Takser L, Phillips SP, Feng YL, et al. Levels of dechlorane plus and polybrominated diphenylethers in human milk in two Canadian cities. *Environment international*. 2012;39(1):50-5.

Sjödin A. Päpke O. McGahee E. Focant JF. Jones RS. Pless-Mulloli T. Toms LML. Herrmann T. Müller J. Needham LL. Patterson DG. 2008. Concentration of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in household dust from various countries. *Chemosphere*. Vol.75: p. S131-S136.

Sofuoglu SC. Sofuoglu A. Holsen TM. Alexander CM. Pagano JJ. 2013. Atmospheric concentrations and potential sources of PCBs, PBDEs, and pesticides to Acadia National Park. *Environ. Pollut.* Vol. 177: p. 116-124.

Song J, Li ZH, He YT, Liu CX, Sun B, Zhang CF, et al. Decabrominated diphenyl ether (BDE209) and/or BDE47 exposure alters protein expression in purified neural stem/progenitor cells determined by proteomics analysis. *International journal of developmental neuroscience : the official journal of the International Society for Developmental Neuroscience*. 2014;33:8-14.

Stapleton HM. Dodder NG. Offenbergh JH. Schantz MM. Wise SA. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in house dust and clothes dryer lint. *Environmental Science and Technology*. Vol. 39: p. 925-931.

Stapleton HM. Harner T. Shoeib M. Keller JF. Schantz MM. Leigh SD. Wise SA. 2006. Determination of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust standard reference materials. *Anal. Bioanal. Chem.* Vol. 384(3): p. 791-800.

Stapleton HM, Eagle S, Anthopolos R, Wolkin A, Miranda ML. Associations between polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants, phenolic metabolites, and thyroid hormones during pregnancy. *Environmental health perspectives*. 2011;119(10):1454-9.

Stapleton HM. Eagle S. Sjödin A. Webster TF. 2012. Serum PBDEs in a North Carolina Toddler Cohort: Associations with Handwipes, House Dust, and Socioeconomic Variables. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 7: p. 1049-1054.

Stapleton HM. Misenheimer J. Hoffman K. Webster TF. 2014. Flame retardant associations between children's handwipes and house dust. *Chemosphere*. Vol. 116: p. 54-60.

- Strandberg BO, Dodder NG, Basu I, Hites RA. 2001. Concentrations and Spatial Variations of Polybrominated Diphenyl Ethers and Other Organohalogen Compounds in Great Lakes Air. *Environmental Science & Technology*. Vol. 35(6): p. 1078-1083.
- Su G, Letcher RJ, Crump D, Farmahin R, Giesy JP, Kennedy SW. Photolytic degradation products of two highly brominated flame retardants cause cytotoxicity and mRNA expression alterations in chicken embryonic hepatocytes. *Environmental science & technology*. 2014;48(20):12039-46
- Su Y, Hung H, Brice KA, Su K, Alexandrou N, Blanchard P, Chan E, Sverko E, Fellin P. 2009. Air concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in 2002–2004 at a rural site in the Great Lakes. *Atmospheric Environment*. Vol. 43(39): p. 6230-6237.
- Sueyoshi T, Li L, Wang H, Moore R, Kodavanti PR, Lehmler HJ, et al. Flame retardant BDE47 effectively activates nuclear receptor CAR in human primary hepatocytes. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology*. 2014;137(2):292-302.
- Suvorov A, Takser L. Global gene expression analysis in the livers of rat offspring perinatally exposed to low doses of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether. *Environmental health perspectives*. 2010;118(1):97-102.
- Suvorov A, Takser L. Delayed response in the rat frontal lobe transcriptome to perinatal exposure to the flame retardant BDE47. *Journal of applied toxicology : JAT*. 2011;31(5):477-83.
- Suvorov A, Bissonnette C, Takser L, Langlois MF. Does 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether interact directly with thyroid receptor? *Journal of applied toxicology : JAT*. 2011;31(2):179-84.
- Suzuki G, Nose K, Takigami H, Takahashi S, Sakai SI. 2006. PBDEs and PBDD/Fs in house and office dust from Japan *Organohalogen Compounds*. Vol. 68: p. 1843-1846.
- Teil MJ, Moreau-Guigon E, Blanchard M, Alliot F, Gasperi J, Cladière M, Mandin C, Moukhtar S, Chevreuil M. 2016. Endocrine disrupting compounds in gaseous and particulate outdoor air phases according to environmental factors. *Chemosphere*. Vol. 146: p. 94-104.
- Ta TA, Koenig CM, Golub MS, Pessah IN, Qi L, Aronov PA, et al. Bioaccumulation and behavioral effects of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE47) in perinatally exposed mice. *Neurotoxicology and teratology*. 2011;33(3):393-404.
- Thomsen C, Stigum H, Froshaug M, Broadwell SL, Becher G, Eggesbo M. Determinants of brominated flame retardants in breast milk from a large scale Norwegian study. *Environment international*. 2010;36(1):68-74.
- Thureson K, Bjorklund JA, de Wit CA. 2012. Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: levels and profiles. *Sci. Total. Environ*. Vol. 414: p. 713-721.
- Toms LM, Bartkow ME, Symons R, Paepke O, Mueller JF. 2009. Assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in samples collected from indoor environments in South East Queensland, Australia. *Chemosphere*. Vol. 76: p. 173-178.
- Toms LM, Guerra P, Eljarrat E, Barcelo D, Harden FA, Hobson P, et al. Brominated flame retardants in the Australian population: 1993-2009. *Chemosphere*. 2012;89(4):398-403.
- Tseng LH, Hsu PC, Lee CW, Tsai SS, Pan MH, Li MH. Developmental exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE209): effects on sperm oxidative stress and chromatin DNA damage in mouse offspring. *Environmental toxicology*. 2013;28(7):380-9.
- Tung EW, Boudreau A, Wade MG, Atlas E. Induction of adipocyte differentiation by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in 3T3-L1 cells. *PLoS One*. 2014;9(4):e94583.

Turgeon O'Brien H, Blanchet R, Gagne D, Lauziere J, Vezina C, Vaissiere E, et al. Exposure to toxic metals and persistent organic pollutants in Inuit children attending childcare centers in Nunavik, Canada. *Environmental science & technology*. 2012;46(8):4614-23.

Turyk ME, Anderson HA, Steenport D, Buelow C, Imm P, Knobeloch L. Longitudinal biomonitoring for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in residents of the Great Lakes basin. *Chemosphere*. 2010;81(4):517-22.

Venier M, Hites RA. 2008. Flame Retardants in the Atmosphere near the Great Lakes. *Environmental Science & Technology*. Vol. 42(13): p. 4745-4751.

Viberg H, Eriksson P. Differences in neonatal neurotoxicity of brominated flame retardants, PBDE 99 and TBBPA, in mice. *Toxicology*. 2011;289(1):59-65.

Vives I, Canuti E, Castro-Jiménez J, Christoph EH, Eisenreich SJ, Hanke G, Huber T, Mariani G, Mueller A, Skejo H, Umlauf G, Wollgast J. 2007. Occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Lake Maggiore (Italy and Switzerland). *Journal of Environmental Monitoring*. Vol. 9(6): p. 589-598.

Vizcaino E, Grimalt JO, Lopez-Espinosa MJ, Llop S, Rebagliato M, Ballester F. Polybromodiphenyl ethers in mothers and their newborns from a non-occupationally exposed population (Valencia, Spain). *Environment international*. 2011;37(1):152-7.

Vuong AM, Webster GM, Romano ME, Braun JM, Zoeller RT, Hoofnagle AN, et al. Maternal Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Exposure and Thyroid Hormones in Maternal and Cord Sera: The HOME Study, Cincinnati, USA. *Environmental health perspectives*. 2015;123(10):1079-85.

Wang BL, Pang ST, Zhang XL, Li XL, Sun YG, Lu XM, et al. Levels of polybrominated diphenyl ethers in settled house dust from urban dwellings with resident preschool-aged children in Nanjing, China. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 2015;68(1):9-19.

Wang F, Ruan XJ, Zhang HY. BDE99 (2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether) triggers epithelial-mesenchymal transition in colorectal cancer cells via PI3K/Akt/Snail signaling pathway. *Tumori*. 2015;101(2):238-45.

Wang L, Zou W, Zhong Y, An J, Zhang X, Wu M, et al. The hormesis effect of BDE47 in HepG2 cells and the potential molecular mechanism. *Toxicology letters*. 2012;209(2):193-201.

Wang F, Liu W, Jin Y, Dai J, Zhao H, Xie Q, et al. Interaction of PFOS and BDE47 co-exposure on thyroid hormone levels and TH-related gene and protein expression in developing rat brains. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology*. 2011;121(2):279-91.

Ward MH, Colt JS, Deziel NC, Whitehead TP, Reynolds P, Gunier RB, et al. Residential levels of polybrominated diphenyl ethers and risk of childhood acute lymphoblastic leukemia in California. *Environmental health perspectives*. 2014;122(10):1110-6.

Watkins DJ, McClean MD, Fraser AJ, Weinberg J, Stapleton HM, Sjodin A, Webster TF. 2011. Exposure to PBDEs in the office environment: evaluating the relationships between dust, handwipes, and serum. *Environ. Health. Perspect.* Vol. 119(9): p. 1247-1252.

Watkins DJ, McClean MD, Fraser AJ, Weinberg J, Stapleton HM, Webster TF. 2013. Associations between PBDEs in office air, dust, and surface wipes. *Environ. Int.* Vol.59: p. 124-132.

Watt J, Schlezinger JJ. Structurally-diverse, PPARgamma-activating environmental toxicants induce adipogenesis and suppress osteogenesis in bone marrow mesenchymal stromal cells. *Toxicology*. 2015;331:66-77.

- Wei H. Turyk M. Cali S. Dorevitch S. Erdal S. Li A. 2009. Particle size fractionation and human exposure of polybrominated diphenyl ethers in indoor dust from Chicago. *J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* Vol. 44(13): p. 1353-1361.
- Wei W. Mandin C. Blanchard O. Mercier F. Pelletier M. Le Bot B. Glorennec P. Ramalho O. 2016a. Distributions of the particle/gas and dust/gas partition coefficients for seventy-two semi-volatile organic compounds in indoor environment. *Chemosphere.* Vol. 153: p. 212-219.
- Wei W. Mandin C. Blanchard O. Mercier F. Pelletier M. Le Bot B. Glorennec P. Ramalho O. 2016b. Temperature dependence of the particle/gas partition coefficient: an application to predict indoor gas-phase concentrations of semi-volatile organic compounds. *Sci. Total Environ.* Vol. 563-564: p. 506-512
- Wilford BH. Harner T. Zhu J. Shoeib M. Jones KC. 2004. Passive Sampling Survey of Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in Indoor and Outdoor Air in Ottawa, Canada: Implications for Sources and Exposure. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 38: p. 5312-5318.
- Wenning RJ. Bock M. Maier M. Luksemburg WJ. 2006. PBDEs, PCDD/Fs, and PCBs in indoor house dust. *Organohalogen Compounds.* Vol 68: p. 395-398.
- Whitehead TP. Brown FR. Metayer C. Park JS. Does M. Petreas MX. Buffler PA. Rappaport SM. 2013. Polybrominated diphenyl ethers in residential dust: sources of variability. *Environ. Int.* Vol. 57-58: p. 11-24.
- Wilford BH. Shoeib M. Harner T. Zhu J. Jones KC. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in indoor dust in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 35: p. 7027-7035.
- Wilford BH. Thomas GO. Jones KC. Davison B. Hurst DK. 2008. Decabromodiphenyl ether (deca-BDE) commercial mixture components, and other PBDEs, in airborne particles at a UK site. *Environ. Int.* Vol. 34(3): p. 412-419.
- Wojtowicz AK, Szychowski KA, Kajta M. PPAR-gamma agonist GW1929 but not antagonist GW9662 reduces TBBPA-induced neurotoxicity in primary neocortical cells. *Neurotoxicity research.* 2014;25(3):311-22.
- Woods R, Vallero RO, Golub MS, Suarez JK, Ta TA, Yasui DH, et al. Long-lived epigenetic interactions between perinatal PBDE exposure and Mecp2308 mutation. *Human molecular genetics.* 2012;21(11):2399-411.
- Wu N. Herrmann T. Paepke O. Tickner J. Hale R. Harvey E. La Guardia M. Mc Clean MD. Webster TF. 2007. Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 41: p. 1584-1589.
- Wu Q. Baek SY. Fang M. Chang YS. 2010. Distribution and fate of polybrominated diphenyl ethers in indoor environments of elementary schools. *Indoor Air.* Vol. 20(3): p. 263-270.
- Xiao H. Shen L. Su Y. Barresi E. Dejong M. Hung H. Lei YD. Wania F. Reiner EJ. Sverko E. Kang SC. 2012. Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: the Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau. *Environ. Pollut.* Vol.161: p.154-161.
- Yang Y, Guan J, Yin J, Shao B, Li H. Urinary levels of bisphenol analogues in residents living near a manufacturing plant in south China. *Chemosphere.* 2014;112:481-6.
- Zatecka E, Ded L, Elzeinova F, Kubatova A, Dorosh A, Margaryan H, et al. Effect of tetrabromobisphenol A on induction of apoptosis in the testes and changes in expression of selected testicular genes in CD1 mice. *Reproductive toxicology (Elmsford, NY).* 2013;35:32-9.

Zeng W, Wang Y, Liu Z, Khanniche A, Hu Q, Feng Y, et al. Long-term exposure to decabrominated diphenyl ether impairs CD8 T-cell function in adult mice. *Cellular & molecular immunology*. 2014;11(4):367-76.

Zhang HM, Li X, Chang LJ, Zhang HJ, Niu Q. [Effects of polybrominated diphenyl ether-153 lactation exposure on the concentrations of intracellular calcium ion and calcium-activated related enzymes levels of adult rats' cerebral cortex]. *Zhonghua lao dong wei sheng zhi ye bing za zhi = Zhonghua laodong weisheng zhiyebing zazhi = Chinese journal of industrial hygiene and occupational diseases*. 2013;31(7):515-8.

Zhang H, Li X, Nie J, Niu Q. Lactation exposure to BDE153 damages learning and memory, disrupts spontaneous behavior and induces hippocampus neuron death in adult rats. *Brain research*. 2013;1517:44-56.

Zhang X, Diamond ML, Robson M, Harrad S. 2011. Sources, emissions, and fate of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls indoors in Toronto, Canada. *Environ. Sci. Technol*. Vol.45 (8): p.3268-3274.

Zhang C, Liu X, Chen D. Role of brominated diphenyl ether-209 in the differentiation of neural stem cells in vitro. *International journal of developmental neuroscience : the official journal of the International Society for Developmental Neuroscience*. 2010;28(6):497-502.

Zhao W, Cheng J, Gu J, Liu Y, Fujimura M, Wang W. Assessment of neurotoxic effects and brain region distribution in rat offspring prenatally co-exposed to low doses of BDE99 and methylmercury. *Chemosphere*. 2014;112:170-6.

Zhou SN, Buchar A, Siddique S, Takser L, Abdelouahab N, Zhu J. Measurements of selected brominated flame retardants in nursing women: implications for human exposure. *Environmental science & technology*. 2014;48(15):8873-80.

Zieminska E, Stafiej A, Toczyłowska B, Albrecht J, Lazarewicz JW. Role of Ryanodine and NMDA Receptors in Tetrabromobisphenol A-Induced Calcium Imbalance and Cytotoxicity in Primary Cultures of Rat Cerebellar Granule Cells. *Neurotoxicity research*. 2015;28(3):195-208.

Zota AR, Park JS, Wang Y, Petreas M, Zoeller RT, Woodruff TJ. Polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated polybrominated diphenyl ethers, and measures of thyroid function in second trimester pregnant women in California. *Environmental science & technology*. 2011;45(18):7896-905.

3.1 Normes

NF X 50-110 (mai 2003) Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).

ANNEXES

Annexe 1 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs dans les poussières déposées

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Penta BDE																						
		17	25	28	28/33	30	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	156	166	ΣpentaBDE	
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																						
Rudel <i>et al.</i> 2003	USA (N=89) [1999-2001]	-	-	-	-	-	Moy=719 Med < LQ	-	-	-	-	-	-	Moy=1290 Med=304	Moy=166 Med<LQ	-	-	-	-	-	-	-	-	
Greenpeace <i>et al.</i> 2003	Allemagne (N=1)[2003]	-	-	Med<LD	-	-	Med=31	-	-	-	-	-	-	Med=37	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Espagne (N=4) [2003]	-	-	Med<LD	-	-	Med=13	-	-	-	-	-	-	Med=17,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Italie (N=1) [2003]	-	-	Med<LD	-	-	Med=23	-	-	-	-	-	-	Med=36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	France (N=8) [2003]	-	-	Med=0,25	-	-	Med=24	-	-	-	-	-	-	Med=28,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	UK (N=10) [2003]	-	-	Med=0,35	-	-	Med=24,8	-	-	-	-	-	-	Med=44	-	-	-	-	Med=23	-	-	-	-	
Sharp et Lunder (2004)	USA (N=10) [2003]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Stapleton <i>et al.</i> 2005	USA (N=16) [2004]	Moy=8,9 Med=4,2	-	-	Moy=20,7 Med=14,8	-	Moy=1220 Med=644	-	Moy=28,5 Med=13,4	Moy<LD Med<LD	-	Moy=83,4 Med=33,1	-	Moy=1700 Med=676	Moy=274 Med=119	-	-	Moy=17,3 Med=7,2	Moy=181 Med=64,4	Moy=156 Med=72,8	Moy<LD Med<LD	-	-	
Wilford <i>et al.</i> 2005	Canada (N=68) [2002-2003]	Moy=4,3 Med=1,0	-	Moy=15 Med=3,0	-	-	Moy=1100 Med=300	-	Moy=37 Med=4,7	-	-	Moy=190 Med=17	-	Moy=1800 Med=430	Moy=490 Med=73	-	-	Moy=37 Med=4,1	Moy=470 Med=49	Moy=380 Med=37	-	-	-	
Wenning <i>et al.</i> 2006	USA (N=9) [NR]	-	-	-	Moy=21	-	Moy=1120	-	Moy=53	-	-	Moy=296	-	Moy=2140	Moy=373	-	-	-	Moy=276	Moy=200	-	-	-	
Harrad <i>et al.</i> 2006	UK (L) (N=31) [2005]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Suzuki <i>et al.</i> 2006[1]	Japon (N=19) [2005]	Moy=0,19 Med=0,11	-	Moy=1,3 Med=0,62	-	-	Moy=7,3 Med=5,4	Moy=1,3 Med=0,74	Moy=1,2 Med=0,48	Moy=0,03 Med<LD	-	Moy=0,56 Med=0,34	-	-	Moy=1,4 Med=1,1	-	Moy=0,14 Med=0,11	-	Moy=3,8 Med=2,5	Moy=1,4 Med=0,9	-	-	-	
Karlsson <i>et al.</i> 2007	Suède (L) (N=5) [NR]	-	-	Min=0,507 Max=7,85	-	-	Min=12,6 Max=160	-	Min=0,432 Max=12,9	-	-	-	-	Min=23,9 Max=194	Min<LD Max=92,3	-	-	-	Min=2,39 Max=7,10	Min=2,41 Max=4,93	-	-	-	
Wu <i>et al.</i> 2007	USA (N=46) [2004-2005]	-	-	-	-	-	Med=670	-	Med<LD	-	-	Med<LD	-	Med=1010	Med=170	-	-	Med<LD	Med=110	Med=090	-	-	-	
Allen <i>et al.</i> 2008	USA (L) [2006] Moyenne géométrique	Salon, N = 20	-	-	-	Moy=16,3	-	Moy=1865	Moy=29,6	Moy=17,2	-	Moy=9,3	-	Moy=124,0	Moy=2460	Moy=436,3	-	-	Moy=20,9	Moy=234,4	Moy=182,8	-	-	Moy=5462
		Chambre, N = 20	-	-	-	Moy=10,5	-	Moy=837,0	Moy=23,6	Moy=15,3	-	Moy=5,3	-	Moy=51,8	Moy=1170	Moy=204,0	-	-	Moy=12,1	Moy=124,2	Moy=94,4	-	-	Moy=2613
		Sac domestique, N = 20	-	-	-	Moy=6,4	-	Moy=337,6	Moy=12,4	Moy=6,9	-	Moy=3,6	-	Moy=19,2	Moy=536,4	Moy=76,9	-	-	Moy=5,2	Moy=47,0	Moy=35,0	-	-	Moy=1182,6
Hwang <i>et al.</i> 2008	USA (L) (N=10) [2004]	-	-	-	-	-	Min=655 Max=8830	-	-	-	-	-	-	Min=807 Max=11700	Min=165 Max=2000	-	-	-	-	-	-	-	-	
Harrad <i>et al.</i> 2008b	(L) [2006]	USA (N= 17 à 20)	-	-	Moy=25 Med=14	-	-	Moy=810 Med=410	-	-	-	-	-	-	Moy=1400 Med=820	Moy=240 Med=160	-	-	-	Moy=240 Med=110	Moy=240 Med=89	-	-	-
		UK (N= 16 à 28)	-	-	Moy=0,75 Med=0,53	-	-	Moy=20 Med=13	-	-	-	-	-	-	Moy=47 Med=23	Moy=7,0 Med=4,2	-	-	-	Moy=14 Med=5,2	Moy=5,4 Med=3,3	-	-	-
		Canada (N=7 à 10)	-	-	Moy=6,6 Med=4,1	-	-	Moy=300 Med=140	-	-	-	-	-	-	Moy=510 Med=330	Moy=120 Med=65	-	-	-	Moy=71 Med=43	Moy=69 Med=39	-	-	-
		Nouvelle Zélande (N=20)	-	-	Moy=0,86 Med=0,65	-	-	Moy=36 Med=24	-	-	-	-	-	-	Moy=87 Med=51	Moy=16 Med=8,9	-	-	-	Moy=9,8 Med=5,4	Moy=8,7 Med=5,1	-	-	-
Sjodin <i>et al.</i> 2008	Australie (N=10) [NR]	-	-	-	-	-	Med=60	-	-	-	-	-	-	Med=100	Med=18	-	-	-	Med=13	Med=9	-	-	-	
	Allemagne (N=10) [NR]	-	-	-	-	-	Med<14	-	-	-	-	-	-	Med=10	Med<6	-	-	-	Med<6	Med<6	-	-	-	

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Penta BDE																				ΣpentaBDE			
		17	25	28	28/33	30	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	156		166		
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																							
Watkins <i>et al.</i> 2012	USA (N=31) [NR]	Pièce principale	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1691		
		Chambre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-Moy=1378	
Björklund <i>et al.</i> 2012	Suède (L) [2008]	Méthode de prélèvement 1 (N=19)	-	-	Moy=0,18 Med=0,19	-	-	Moy=13 Med=15	Moy=1,7 Med=1,4	Moy=0,52 Med=0,59	-	-	Moy=0,63 Med=0,62	-	Moy=9,2 Med=13	Moy=2,7 Med=2,7	-	-	-	Moy=1,9 Med=2,2	Moy=1,4 Med=1,5	-	-	Moy=34 Med=34	
		Méthode de prélèvement 2 (N=18)	-	-	Moy=0,71 Med=0,78	-	-	Moy=40 Med=38	Moy=2,7 Med=2,3	Moy=1,9 Med=1,4	-	-	Moy=1,1 Med=0,76	-	Moy=22 Med=25	Moy=4,9 Med=5,5	-	-	-	Moy=5,1 Med=6,0	Moy=2,5 Med=2,9	-	-	Moy=110 Med=100	
Thuresson <i>et al.</i> 2012 ; De Wit <i>et al.</i> 2012	Suède (2006)	Maisons (N=10)	-	-	Med=1,3	-	-	Med=42	-	-	-	-	-	-	Med=52	-	-	-	-	Med=6,6	-	-	-	Med=110	
		Appartements (N=44)	-	-	Med=0,8	-	-	Med=37	-	-	-	-	-	-	Med=66	-	-	-	-	Med=7,8	-	-	-	Med=110	
Dodson <i>et al.</i> 2012	USA	(N=16) [2006]	-	-	Med=26	-	-	Med=2300	-	-	Med=64	-	-	Med=110	-	Med=2200	Med=520	-	-	-	Med=250	Med=240	-	-	-
		(N=16) [2011]	-	-	Med=14	-	-	Med=1000	-	-	Med=23	-	-	Med=66	-	Med=1100	Med=240	-	-	-	Med=150	Med=110	-	-	-
Kalachova <i>et al.</i> 2012	République Tchèque (N=25) [2008]	-	-	Moy=1,8 Med<LD	-	-	Moy=25,4 Med=8,9	Moy=0,1 Med<LD	Moy=1,4 Med<LD	-	-	Moy<LD Med<LD	-	Moy=17,1 Med=11,6	Moy=2,1 Med<LD	-	-	-	Moy=1,3 Med<LD	Moy<LD Med<LD	-	-	-	-	
Stapleton <i>et al.</i> 2012	USA (N=81) [2009-2010]	Moy=2,7	-	Moy=11	-	-	Moy=870	-	Moy=14	-	-	-	Moy=38	Moy=919	Moy=176	-	-	-	Moy=88	Moy=74	-	-	-	-	
Johnson <i>et al.</i> 2013	USA (N=38) [2002-2003]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1391 Med=1049	
Whitehead <i>et al.</i> 2013[2]	USA	[2001-2007] (N=292)	-	-	Med=24	-	-	Med=1500	-	Med=26	Med=41	-	-	-	Med=2400	Med=400	-	-	-	Med=310	Med=180	-	-	-	
		2010 (N=203)	-	-	Med=20	-	-	Med=1300	-	Med=25	Med=36	-	-	-	Med=2100	Med=330	-	-	-	Med=290	Med=150	-	-	-	
Fromme <i>et al.</i> 2014a	Allemagne (N=20) [NR]	-	-	Moy=0,2 Med=0,1	-	-	Moy=11,7 Med=5,7	-	-	-	-	-	-	Moy=21,7 Med=9,4	Moy=3,5 Med<LD	-	-	-	Moy=4,6 Med<LD	Moy=2,5 Med<LD	-	-	-	-	
Stapleton <i>et al.</i> 2014	USA (N=30) [2012]	-	-	Moy=0,77	-	-	Moy=452	-	Moy=1,6	-	-	-	Moy=26,7	Moy=741	Moy=98,6	-	-	-	Moy=40,6	Moy=56,8	-	-	-	-	
Krol <i>et al.</i> 2014	Pologne (N=12) [2012]	-	-	Moy=3,4 Med=3,8	-	-	Moy=9,9 Med=5,4	-	-	-	-	-	-	Moy=2,2 Med=1,4	Moy<LD Med<LD	-	-	-	Moy<LD Med<LD	Moy<LD Med<LD	-	-	-	-	
Cequier <i>et al.</i> 2014	Norvège (N=48) [2012]	-	-	Moy=1,01 Med=0,688	-	-	Moy=199 Med=126	-	-	-	-	-	Moy=18,1 Med=9,32	Moy=348 Med=171	Moy=61,1 Med=33,1	-	-	-	Moy=39,7 Med=26	Moy=24,7 Med=12,7	-	-	-	-	
Bennett <i>et al.</i> 2015	USA [2008-2009]	Méthode de prélèvement 1, habitations avec de jeunes enfants (N=57)	-	-	-	-	-	Moy=870 Med=740	-	-	-	-	-	-	Moy=1200 Med=960	Moy=190 Med=170	-	-	-	Moy=130 Med=120	Moy=110 Med=97	-	-	-	-
		Méthode de prélèvement 2, habitations avec de jeunes enfants (N=66)	-	-	-	-	-	Moy=980 Med=1300	-	-	-	-	-	-	Moy=1300 Med=1400	Moy=240 Med=280	-	-	-	Moy=140 Med=150	Moy=130 Med=160	-	-	-	-
		Méthode de prélèvement 1, habitations sans jeunes enfants (N=26)	-	-	-	-	-	Moy=630 Med=440	-	-	-	-	-	-	Moy=780 Med=550	Moy=120 Med=99	-	-	-	Moy=73 Med=55	Moy=67 Med=76	-	-	-	-
		Méthode de prélèvement 2, habitations sans jeunes enfants (N=39)	-	-	-	-	-	Moy=900 Med=840	-	-	-	-	-	-	Moy=1100 Med=960	Moy=200 Med=190	-	-	-	Moy=130 Med=120	Moy=93 Med=79	-	-	-	-
Dodson <i>et al.</i> 2015	USA (maisons), (N=49), [2006].	-	-	-	-	-	Min =110 Med =2700 Max	-	-	-	-	-	-	Min =98 µg/g Med =3800 Max =170000	Med =680 Ma-x =31000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Penta BDE																					
		17	25	28	28/33	30	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	156	166	ΣpentaBDE
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																					
							=110000																
Newton <i>et al.</i> 2015	Suède (5 bureaux, 4 appartements, 4 magasins (2 mobilier et 2 électronique), 2 écoles (N=27) (février à mai 2012))	-	-	-	-	-	Min <0.35 Med = 18 Max =150	-	-	-	-	-	-	Min <3.5 Med = 38 Max =200	Min <0.3-1 Med = 7.-6 Max =35	-	-	-	Min <0.54 Med = 8.7 Max =32	Min <0.29 Med = 4.7 Max =19	-	-	-
Canbaz <i>et al.</i> 2015	Suède (N=110) (filtre sur aspirateur après 14 sans passer aspirateur)	-	-	-	-	-	Min=1 Med = 11 Max >2200	-	-	-	-	-	-	Min =1 Med = 14 Max >4100	Min =0 Med = 2 Max >600	-	-	-	Min =1 Med = 7 Max >500	-	-	-	-
	N = 100 (témoins)	-	-	-	-	-	Med = 11	-	-	-	-	-	-	Med = 13	Med = 3	-	-	-	Med = 6	-	-	-	-
Hoffman <i>et al.</i> 2015	USA, N = 53 [2012]	-	-	-	-	-	Moy = 374	-	-	-	-	-	-	Moy = 510	Moy = 128	-	-	-	Moy = 52,5	Moy = 45,5	-	-	-

[1] A également mesuré le BDE3 (<LD), BDE7 (Moy= 4,0 pg.g-1), le BDE 15 (moy=140 pg.g-1), le BDE 77 (moy= 83 pg.g-1), le BDE 126 (moy<LD)

[2] Autres substances mesurées BDE 32 (med < LD), BDE 150 (Med = 9 à 10 ng.g-1), BDE 179 (med<LD)

[-] : Non mesuré

Annexe 2 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs et en DécaBDEs dans les poussières déposées dans les logements

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Octa BDE											DécaBDE									
		183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	ΣoctaBDE	206	207	208	29	ΣdécaBDE	209				
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																				
Rudel <i>et al.</i> 2003	USA (N=89) [1999-2001]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Greenpeace <i>et al.</i> 2003	Allemagne (N=1)[2003]	-	-	Med=1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=2800	-	-	-	-	-	
	Espagne (N=4) [2003]	-	-	Med=4,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=425	-	-	-	-	-	
	Italie (N=1) [2003]	-	-	Med=62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=1600	-	-	-	-	-	
	France (N=8) [2003]	-	-	Med=8,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=420	-	-	-	-	-	
	UK (N=10) [2003]	-	-	Med=9,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=7100	-	-	-	-	-	
Sharp et Lunder (2004)	USA (N=10) [2003]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=23 94	-	-	-	-	Moy=4629	
Stapleton <i>et al.</i> 2005	USA (N=16) [2004]	Moy=30,7 Med=17,6	Moy<LD Med<LD	Moy=4,5 Med<LD	Moy<LD Med<LD	Moy=14,5 Med=7,6	Moy=17,4 Med=9,5	-	-	-	-	-	-	Moy=51,1 Med=28,6	Moy=30,0 Med=19,1	Moy=34,7 Med=19,2	Moy=2090 Med=1350	-	-	-	Moy=5900 Med=4250	
Wilford <i>et al.</i> 2005	Canada (N=68) [2002-2003]	Moy=44 Med=19	-	Moy=0,7 5 Med<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1100 Med=630	-	-	-	-	Moy=5500 Med=1800	
Wenning <i>et al.</i> 2006	USA (N=9) [NR]	Moy=39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=9052	-	-	-	-	-	
Harrad <i>et al.</i> 2006	UK (L) (N=31) [2005]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=87,1	
Suzuki <i>et al.</i> 2006	Japon (N=19) [2005]	Moy=12 Med=7,5	Moy=0,049 Med<LD	-	Moy=0,12 Med<LD	Moy=9,2 Med=6,3	Moy=7,7 Med=6,1	-	-	-	-	-	-	Moy=98 Moy=67	Moy=60 Med=50	-	Moy=820 Med=550	-	-	-	Moy=1000 Med=700	
Karlsson <i>et al.</i> 2007	Suède (L) (N=5) [NR]	Min<LD Max=16,6	-	-	-	Min<LD Max=5,73	-	-	-	-	-	-	-	Min=2,11 Max=44,0	Min=1,88 Max=41,7	-	Min=43,9 Max=1560	-	-	-	-	
Wu <i>et al.</i> 2007	USA (N=46) [2004-2005]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med<LD	-	-	-	-	
Allen <i>et al.</i> 2008	USA (L) [2006] Moyenne géométrique	Salon, N = 20	Moy=27,9	-	-	Moy=3,6	Moy=2,7	-	-	Moy=3,6	-	Moy=49,8	Moy=76,3	Moy=45,9	Moy=35,6	Moy=4502	Moy=47 02	-	-	-	-	
		Chambre, N = 20	Moy=32,9	-	-	Moy=2,6	Moy=3,3	-	-	Moy=3,6	-	Moy=55,1	Moy=48,1	Moy=25,3	Moy=17,5	Moy=1703	Moy=81 4,4	-	-	-	-	
		Sac domestique, N = 20	Moy=15,1	-	-	Moy=3,9	Moy=5,6	-	-	Moy=4,3	-	Moy=35,2	Moy=40,5	Moy=26,6	Moy=29,4	Moy=1811	Moy=19 39	-	-	-	-	

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Octa BDE											DécaBDE					
		183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	ΣoctaBDE	206	207	208	29	ΣdécaBDE	209
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)											Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)					
Hwang <i>et al.</i> 2008	USA (L) (N=10) [2004]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=1780 Max=25200
Harrad <i>et al.</i> 2008b	(L) [2006]	USA (N= 17 à 20)	Moy=28 Med=42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1600 Med=1300	-	Moy=4800 Med=3500
		UK (N= 16 à 28)	Moy=64 Med=13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=45000 Med=2800	-	Moy=45000 Med=2900	
		Canada (N=7 à 10)	Moy=13 Med=9,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=670 Med=560	-	Moy=1400 Med=950	
		Nouvelle Zélande (N=20)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Sjodin <i>et al.</i> 2008	Australie (N=10) [NR]	Med=14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=730	-	Med=1200	
	Allemagne (N=10) [NR]	Med<6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=63	-	Med=74	
	UK (N=10) [NR]	Med=70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=10000	-	Med=10000	
	USA (N=10)	Med=5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=2000	-	Med=4200	
Dirtu <i>et al.</i> 2008	Roumanie (N=8), Belgique (N=1), Espagne (N=1) (L) [2004]	Méthode analytique 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=8,0 Max=292	-	-	
		Méthode analytique 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=8,0 Max=295	-	-	
		Méthode analytique 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=8,0 Max=307	-	-	
Harrad <i>et al.</i> 2008a	UK (N=30) [2006-2007]	Moy=71 Med=4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=260000 Med=8100	-	Moy=260000 Med=8500	
Meeker <i>et al.</i> 2009	USA (L) (N=24) [2002-2003]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Imm <i>et al.</i> 2009	USA (L) (N=38) [NR]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=51	Moy=32	-	Moy=1398	-	Moy=3385
Batterman <i>et al.</i> 2009	USA (L) (N = 12) [2006-2007]	Moy=840 Med=220	-	Moy=520 Med=170	-	-	-	-	-	Moy=1400 Med=290	-	-	Moy=6400 Med=64	Moy=630 Med=150	Moy=600 Med=110	Moy=11000 Med=190	-	Moy=49000 Med=21000
Wei <i>et al.</i> 2009	USA (N=7) [2006-2007]	Min=4,0 Max=27,6	-	-	-	Min=2,1 Max=4,9	-	-	-	-	-	-	Min=15,6 Max=93,3	Min=15,2 Max=93,3	-	Min=360 Max=4156	-	-
Johnson <i>et al.</i> 2010	USA (L) (N=50) [2002-2008]	Moy=20,2 Med=17,4	-	Moy<LD Med<LD	Moy=16,9 Med=20,7	Moy<LD Med<LD	Moy<LD Med<LD	Moy=12,6 Med=12,6	Moy=0,86 Med=3,40	-	Moy<LD Med<LD	-	Moy=163 Med=156	Moy=63,1 Med=54,9	Moy=35,3 Med=30,1	Moy=1906 Med=1482	-	Moy=4742 Med=4458
D'Hollander <i>et al.</i> 2010	Belgique (L) (N =43) [208]	Med=1,4	-	-	-	Med=2,3	Med=0,9	-	-	Med=1,0	-	-	-	-	-	Med=313	-	Med=26,8
Cunha <i>et al.</i> 2010	Portugal (L) N=10 [2008]	Fraction tamisée	Min=2,0 Max=21	-	-	-	Min<LQ Max=4,0	Min<LQ Max=6,0	-	-	Min<LQ Max=8,0	-	Min<LQ Max=25	Min<LQ Max=6,0	-	Min=148 Max=1832	-	Min=236 Max=1928
		Poussières totales	Min<LQ Max=11	-	-	-	Min<LQ Max=4,0	Min<LQ Max=4,0	-	-	Min<LQ Max=8,0	-	Min<LQ Max=15	Min<LQ Max=4,0	-	Min=16 Max=884	-	Min=34 Max=946
Roosens <i>et al.</i> 2010	Belgique (N=43) [2008]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med= 29,04
Harrad et Abdallah 2011	UK	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Octa BDE											DécaBDE					
		183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	ΣoctaBDE	206	207	208	29	ΣdécaBDE	209
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)											Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)					
Abb <i>et al.</i> 2011	Allemagne (L) (N = 24) USA (L) (N = 2) [NR]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy = 3177 Med = 622	-	-
Vorkamp <i>et al.</i> 2011	Danemark [2007]	Période 1 (N=42)	-	-	-	Moy=7,16 Med=3,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Période 2 (N=47)	-	-	-	Moy=7,19 Med=4,14	-	Moy=3,56 Med=2,14	-	-	Moy=2,38 Med=1,84	-	-	Moy=68,1 Med=12,8	Moy=23,8 Med=5,58	Moy=8,59 Med=2,79	Moy=2641 Med=432	-
Muenhor <i>et Harrad</i> 2012	UK (L) (N=112) [2007-2009]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=21 Max=1000
Schoeib <i>et al.</i> 2012	Canada (N=116) [2007-2008]	Med=14	-	Med=9,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=1300	-	Med=2200
Watkins <i>et al.</i> 2012	USA (N=31) [NR]	Pièce principale	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Chambre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Björklund <i>et al.</i> 2012	Suède (L) [2008]	Méthode de prélèvement 1 (N=19)	Moy=1,3 Med=1,5	-	-	-	Moy=0,68 Med=0,66	-	-	Moy=0,70 Med=0,47	-	Moy=3 Med=3,3	Moy=13 Med=7,7	Moy=5,9 Med=4,8	Moy=110 Med=89	Moy=340 Med=280	Moy=480 Med=260	Moy=540 Med=380
		Méthode de prélèvement 2 (N=18)	Moy=4,0 Med=3,0	-	-	-	Moy=1,9 Med=2,1	-	-	Moy=1,5 Med=1,4	-	Moy=10 Med=11	Moy=23 Med=20	Moy=17 Med=16	Moy=410 Med=350	Moy=600 Med=520	Moy=1200 Med=1100	Moy=1400 Med=1100
Thuresson <i>et al.</i> 2012 ; De Wit <i>et al.</i> 2012	Suède (2006)	Maisons (N=10)	Med=12	-	-	-	Med=5,1	-	-	-	-	Med=17	Med<LD	Med=10	Med=3,0	-	Med=330	Med=510
		Appartements (N=44)	Med=11	-	-	-	Med=1,4	-	-	-	-	Med=12	Med<LD	Med=20	Med<LD	-	Med=1200	Med=1400
Dodson <i>et al.</i> 2012	USA	(N=16) [2006]	Med=28	-	-	-	Med=7,5	Med=9	-	-	Med=5	-	-	-	-	Med=1400	-	-
		(N=16) [2011]	Med=18	-	-	-	Med=4	Med=4	-	-	Med=2	-	-	-	-	Med=1200	-	-
Kalachova <i>et al.</i> 2012	République Tchèque (N=25) [2008]	Moy=29,0 Med=3,9	-	-	-	Moy<LD Med<LD	Moy=2,1 Med<LD	-	-	Moy<LD Med<LD	-	-	Moy=50 Med=42	Moy=41,6 Med=37,3	-	Moy=724,1 Med=375,4	-	-
Stapleton <i>et al.</i> 2012	USA (N=81) [2009-2010]	Moy=8,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2574	-	-
Johnson <i>et al.</i> 2013	USA (N=38) [2002-2003]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=37,6 Med=30,5	-	-	-	-	Moy=2287 Med=1800	-
Whitehead <i>et al.</i> 2013	USA [2001-2007] (N=292) 2010 (N=203)	Med=28	-	Med=1,6	-	Med=12	Med=12	Med=4,5	Med=1,3	Med=12	-	-	Med=71	Med=57	Med=36	Med=2300	-	-
		Med=17	-	Med=1,1	-	Med=8,2	Med=7,6	Med=3,6	Med=1,4	Med=8,3	-	-	Med=75	Med=54	Med=33	Med=2500	-	-
Fromme <i>et al.</i> 2014a	Allemagne (N=20) [NR]	Moy=27,9 Med<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=386 Med=419	-	-
Stapleton <i>et al.</i> 2014	USA (N=30) [2012]	Moy=1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1720	-	-
Krol <i>et al.</i> 2014	Pologne (N=12) [2012]	Moy=7,5 Med=3,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=241 Med=219	-	Moy=264 Med=232
Cequier <i>et al.</i> 2014	Norvège (N=48) [2012]	Moy=18,2 Med=3,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=6840 Med = 325	-	Moy=711 Med=426
Bennett <i>et al.</i> 2015	USA [2008-2009]	Méthode de prélèvement 1, habitations avec de	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2000 Med=1900	-	-

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Octa BDE										DécaBDE									
		183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	ΣoctaBDE	206	207	208	29	ΣdécaBDE	209			
		Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)										Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)									
	jeunes enfants (N=57)																				
	Méthode de prélèvement 2, habitations avec de jeunes enfants (N=66)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2300	-	-	-
	Méthode de prélèvement 1, habitations sans jeunes enfants (N=26)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=740	-	-	-
	Méthode de prélèvement 2, habitations sans jeunes enfants (N=39)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1400	-	-	-
Newton et al. 2015	Suède (5 bureaux, 4 appartements, 4 magasins (2 mobilier et 2 électronique), 2 écoles (N=27) (février à mai 2012)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min <1.3Med = 130	-	-	-
Canbaz et al. 2015	Suède (N=110) (filtre sur aspirateur après 14 sans passer aspirateur)	-	Min =1 Med = 3 Max >500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min =11 Med = 118 Max >29000	-	Min =21 Med = 259 Max >29000	-
	N = 100 (témoins)	-	Med = 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med = 389	-	Med = 791	-
Hoffman et al. 2015	USA, N = 53 [2012]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy = 1280	-	-	-

[-] : Non mesuré

Annexe 3 : Synthèse des concentrations en autres retardateurs de flamme bromés dans les poussières déposées dans les logements

Etude	Pays (environnements investigués)	[Date de réalisation des mesures] (N)	αHBCD	βHBCD	γHBCD	Total HBCD	TBBPA	HBB	DBHCT D ou HCDB CO	BTBPE	DBDPE	TBBPA - BDBPE	αTBECH(ou αDBE DBCH)	βTBECH(ou βDBE DBCH)	γTBECH(ou gamma DBE DBCH)	δTBECH(ou δDBE DBCH)	TBP AE (ATE)	TBE BAE (BATE)	TBP DBPE (DPTE)	Alpha TBCO	Beta TBCO	OBTMPI (OBIND)
			Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																			
Greenpeace et al. 2003 [1]	Allemagne	N=1 [2003]	-	-	-	Med=1200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Espagne	N=4 [2003]	-	-	-	Med=225	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	France	N=8 [2003]	-	-	-	Med=485	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Italie	N=1 [2003]	-	-	-	Med=250	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	UK	N=10 [2003]	-	-	-	Med=3250	Med<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Batterman et al. 2009	USA (L) (N = 12)	2006-2007 (12)	-	-	-	-	Med=260	Med=57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Roosens et al. 2010	Belgique	2008 (43)	-	-	-	Med=140,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D'Hollander et al. 2010	Belgique (L)	2008 (43)	-	-	-	Med=130	Med=1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abb et al. 2011	Allemagne, USA	[NR] N = 26 (Allemagne, N = 24 ; USA, N = 2)	-	-	Moy = 945 Med = 166	-	Moy = 86 Med = 48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dodson et al. 2012[1]	USA	2006 (16)	Med=62	Med=18	Med=94	Med=190	Med=260	Med=1	Med<LD	Med=30	Med=2	Med<LD	Med<LD	Med<LD	-	-	-	-	< LD	<LD	-	< LD

Etude	Pays (environnements investigués)	[Date de réalisation des mesures] (N)	αHBCD	βHBCD	γHBCD	Total HBCD	TBBPA	HBB	DBHCT D ou HCDB CO	BTBPE	DBDPE	TBBPA - BDBPE	αTBECH (ou αDBE DBCH)	βTBECH (ou βDBE DBCH)	γTBECH (ou gamma DBE DBCH)	δTBECH (ou δDBE DBCH)	TBP AE (ATE)	TBE BAE (BATE)	TBP DBPE (DPTE)	Alpha TBCO	Beta TBCO	OBTMPI (OBIND)
			Concentration (ng.g-1) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																			
		2011 (16)	Med=6 2	Med=1 6	Med=7 3	Med=160	Med=2 00	Med<L D	Med<L D	Med=1 2		Med=7	Med<LD	Med<L D	Med<LD	-	-	-	< LD	-	-	<LD
Björklund et al. 2012	Suède (L)	[2008] Méthode 1 (N=19)	-	-	-	Moy=110 Med=86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		2008 Méthode 2 (N=18)	-	-	-	Moy=9,8 Med=8,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thureson et al. 2012 ; De Wit et al. 2012	Suède (L)	2006 Maisons (N=10)	-	-	-	Med=100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		2006 Appartements (N=34)	-	-	-	Med=45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalachova et al. 2012 ¹⁴	République Tchèque	(N=25) [2008]	Moy=4 4,1 Med=2 5,9	Moy=1 1,6 Med=7, 1	Moy=1 22 Med=6 1,2	Moy=177, 7 Med=92,6		Moy<L D Med<L D	-	Moy=3, 0 Med<L D	Moy=2 30,8 Med=1 40,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1,1 Med<LD
Johnson et al. 2013 ¹⁵	USA	(N=38) [2002-2003]	Moy=1 97 Med=2 46	-	-	-	Moy=4 09 Med=6 8,4	-	-	Moy=2 2 Med=1 8,2		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fromme et al. 2014 ¹⁶	Allemagne	N=20 [NR]	Moy=2 93 Med=1 80	Moy=7 2 Med=3 5	Moy=2 55 Med=1 14	Moy=620 Med=345	Moy=4 4,1 Med=2 8,0	-	-	Moy=1 0 Med<L D	Moy=3 23 Med=1 46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stapleton et al. 2014 ¹⁷	USA	(N=30) [2012]	Moy=2 14	Moy=2 7,8	Moy=7 0,0	Moy=338	Moy=7, 9	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Newton et al. 2015 ¹⁸	Suède	(N=27) [février à mai 2012]	-	-	-	-	Min= 17 Med= 150 Max= 2 900	-	-	-	Moy = 4,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abdallah et Harrad 2009 ¹⁹	UK	(N=21) [mars-décembre 2007]	Moy =2989, 2 Min= 112 Max= 40653	Moy =1559, 3 Min= 25 Max= 25513	Moy =5472, 7 Min= 80 Max= 74607	Moy =10021,3 Min= 80 Max= 74607	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

[1] Ont également été mesurés des PBB mais toutes les concentrations sont inférieures à la limite de quantification ou de détection, à l'exception du PBB 153 (med = 4,5 ng.g-1, Dodson et al. 2012)

[-] Non mesuré

Annexe 4 : Synthèse des concentrations en pentaBDE dans l'air intérieur des logements

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures]	Phase	Penta BDE																		Σ pentaBDE
			17	25	28	28/33	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	
Rudel et al. 2003	USA (N=90) [1999-2001]	Gaz	Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																		
			-	-	-	-	Moy < LQ	-	-	-	-	-	-	-	Moy < LQ	Moy < LQ	-	-	-	-	-
Harrad et al. 2004	UK (L) (N=17) [2001-2002]	Gaz et particules	Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																		
			-	-	-	-	Moy=424	-	-	-	-	-	-	-	Moy=70	Moy=27	-	-	-	-	Moy=1,9

¹⁴ Autres substances mesurées : PBEB, PBT (concentrations moyennes inférieures à la limite de détection)

¹⁵ Autres substances mesurées TBB, TBPH, sDP, aDP

¹⁶ Autres substances mesurées : EH-TBB, TBPH

¹⁷ Autres substances mesurées : EH TBB, BEH TEBP

¹⁸ Autres substances mesurées : DBE-DBCH (α+β), PBT, HBB, BTBPE, EH TBB, BEH TEBP, DDC-CO (syn + anti)

¹⁹ Les moyennes ont été calculées car non fournies dans l'étude. D'autres mesures réalisées dans les bureaux et les voitures des participants ne sont pas prises en compte dans le tableau. Autres substances mesurées : total TBCDs, total PBCDs

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Penta BDE																			
			17	25	28	28/33	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	∑pentaBDE	
			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																			
Wilford et al. 2004	Canada (N=74) [2002-2003] (la LQ n'est pas dépassées sur tous les échantillons prélevés)	Gaz et particules	Moy=12	-	Moy=24	-	Moy=160	-	Moy=2,9	Moy=11	-	Moy=0,72	-	Moy=42	Moy=10	-	-	-	Moy=1,6	Moy=1,9	-	
Allen et al. 2007	USA [2006] attention moyenne géométrique !	Salon, N = 20	Gaz et particules	Moy=7	-	-	Moy=25,4	Moy=145,1	Moy=7,2	Moy=3,5	-	-	-	Moy=2,5	Moy=60,3	Moy=12	-	-	Moy=20,9	Moy=3,5	Moy=5,2	Moy=288,6
		Chambre, N = 20	Gaz et particules	Moy=8,1	-	-	Moy=27,3	Moy=157,9	Moy=6	Moy=3,5	-	-	-	Moy=2,7	Moy=66,9	Moy=14,4	-	-	Moy=12,1	Moy=4	Moy=6,1	Moy=324,7
		Dispositif de mesures individuelles, N = 20	Gaz et particules	Moy=7,6	-	-	Moy=29,6	Moy=226,8	Moy=9,1	Moy=3,7	-	-	-	Moy=3,8	Moy=110,8	Moy=22,2	-	-	Moy=5,2	Moy=8,6	Moy=9,1	Moy=469,1
Karlsson et al. 2007	Suède (L) (N=5) [NR]	Gaz et particules	-	-	Min=7,48	-	Min=126	-	Min=3,25	-	-	-	-	Min<LQ	Min<LQ	-	-	-	Min<LQ	Min<LQ	-	
			-	-	Max=27,8	-	Max=171	-	Max=6,25	-	-	-	-	-	Max<LQ	Max<LQ	-	-	-	Max<LQ	Max<LQ	-
Fromme et al. 2009	Allemagne N=34 [NR]	Gaz et particules	-	-	Moy=5,58	-	Moy=19,1	-	Moy=0,59	-	-	-	-	Moy=9,66	Moy=1,93	-	-	-	Moy=1,24	Moy=0,62	Moy=38,4	
		Gaz et particules	-	-	Med=4,21	-	Med=9,39	-	Med=0,31	-	-	-	-	Med=2,65	Med=0,54	-	-	-	Med=0,27	Med=0,20	Med=19,9	
Toms et al. 2009	Australie (L)(N=6) [2005]	Gaz et particules	-	-	-	-	Min<14 Max<92	-	-	-	-	-	-	Min<8 Max<42	Min<2 Max<9,3	-	-	-	Min<0,5 Max=7,9	Min<0,4 Max<2,2	-	
Toms et al. 2009	Australie (L) (N=10) [2007-2008]	Gaz et particules	-	-	-	-	Min=4,1 Max=60	-	-	-	-	-	-	Min<1,3 Max=53	Min<1,2 Max=7,7	-	-	-	Min<1,1 Max<1,4	-	-	
Saito et al. 2007	Japon (L) (N=18) [2002]	Gaz et particules	-	-	-	-	Med=0,48	-	-	-	-	-	-	Med=ND	Med=ND	-	-	-	-	-	-	
Imm et al. 2009	USA (L) (N=38) [NR] ng/PUF (attention moyenne géométrique)	Gaz et particules	Moy=1,35	-	Moy=2,03	-	Moy=15,17	Moy=2	Moy=2,70	-	-	Moy=3,68	-	Moy=2,79	Moy=1,25	-	-	-	Moy=3,55	<LQ	-	
Batterman et al. 2009	USA (L) (N = 12) [2006-2007]	Gaz	Moy= 240	-	Moy=200	-	Moy=2500	Moy=150	Moy=51	Moy=190	Moy=99	Moy=10	-	Moy=760	Moy=180	-	-	-	Moy=32	Moy=200	-	
			Med=160	-	Med=140	-	Med=1400	Med=11	Med=3	Med=92	Med=12	Med=1	-	Med=410	Med=110	-	-	-	Med=10	Med=6	-	
		Particules	Moy= 3	-	Moy=6,6	-	Moy=390	Moy=14	Moy=9	Moy=8	Moy=8	Moy=9	Moy=9	-	Moy=340	Moy=73	-	-	-	Moy=17	Moy=31	-
			Med=1	-	Med=4	-	Med=110	Med=5	Med=3	Med=2	Med=4	Med=2	Med=2	-	Med=110	Med=26	-	-	-	Med=7	Med=11	-
Schechter et al. 2010	USA (L) (N=5) [2006] bureaux exclus	Gaz et particules	Max=71	-	Max=136	-	Max=795	-	Max=15	-	-	Max=4,4	-	Max=138	Max=42	-	-	-	Max=5,3	Max=5,5	-	
Thureson et al. 2012 ; De Wit et al. 2012	Suède (2006)	Maisons (N=10)	Gaz et particules	-	-	Med=1,1	-	Med=23	-	-	-	-	-	Med=8	-	-	-	-	Med=1,2	-	Med=31	
		Appartements (N=44)	Gaz et particules	-	-	Med=2,2	-	Med=11	-	-	-	-	-	Med=2,7	-	-	-	-	Med=0,74	-	Med=19	
Cequier et al. 2014	Norvège (N=47) [2012]	Gaz et particules	-	-	Moy=7,53 Med=9,53	-	Moy=178 Med=128	-	-	-	-	Moy=1,40 Med=0,565	-	Moy=40,5 Med=21,0	Moy=10,9 Med=6,78	-	-	-	Moy=7,57 Med=0,927	Moy=2,25 Med=0,383	-	
Bennett et al. 2015	USA [2008-2009] moyenne géométrique	habitations avec de jeunes enfants (N=88)	Gaz et particules	-	-	-	-	Moy=380 Med=370	-	-	-	-	-	-	Moy=100 Med=100	Moy=20 Med=40	-	-	-	Moy=10 Med=20	Moy=20 Med=40	-
		habitations sans jeunes enfants (N=48)	Gaz et particules	-	-	-	-	Moy=730 Med=770	-	-	-	-	-	-	Moy=120 Med=120	Moy=20 Med=40	-	-	-	Moy=5 Med=0	Moy=30 Med=30	-
Newton et al. 2015	Suède (5 bureaux, 4 appartements, 4 magasins (2 mobilier et 2 électronique), 2 écoles (N=27) (février à mai 2012)-Attention moyenne géométrique	Gaz et particules	-	-	-	-	Moy=24	-	-	-	-	-	-	Moy=19	-	-	-	-	Moy=15	Moy=4,1	-	
Zhang et al. 2011	Canada (N=20) [2006]	Gaz et particules	Moy=9,1	-	Moy=22	-	Moy=310	Moy=14	Moy=3,5	-	-	Moy=42	-	Moy=390	Moy=97	-	Moy (119/120)=3,8	Moy=31	Moy=38	Moy=33	-	
			Med=1,9	-	Med=5	-	Med=22	Med=1,8	Med=0,76	-	-	Med<LQ	-	Med=8,2	Med=4,1	-	Med<LQ	Med<LQ	Med=3,4	Med=1,2	-	
Vorkamp et al. 2011	Danemark [2007] (N=36)	Gaz et particules	Moy=13,1	-	-	Moy=13,8	Moy=185	Moy=8	Moy=4,16	-	-	Moy=0,198	-	Moy=81,4	Moy=14,6	-	-	-	Moy=0,822	Moy=0,329	Moy=322	
			Med=12,4	-	-	Med=11,5	Med=134	Med=6,10	Med=3,68	-	-	Med<LQ	-	Med=63,7	Med=13	-	-	-	Med<LOQ	Med<LOQ	Med=275	

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Penta BDE																		
			17	25	28	28/33	47	49	66	71	75	85	85/155	99	100	116	119	138	153	154	∑pentaBDE
			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																		
Roosens et al. 2010	Belgique (N=43) [2008]	Gaz et particules	-	-	med=4,21	-	med=9,39	-	-	-	-	-	-	med=2,65	med=0,54	-	-	-	med=0,27	med=0,20	-

Annexe 5 : Synthèse des concentrations en octaBDEs et pentaBDEs dans l'air intérieur des logements

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Octa BDE										DécaBDE					Total BDEs					
			183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	∑octaBDE	206	207	208	209		∑decaBDE				
			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)										Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)										
Harrad et al. 2004	UK (L) (N=17) [2001-2002]	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=525	
Wilford et al. 2004	Canada (N=74) [2002-2003] (la LQ n'est pas dépassées sur tous les échantillons prélevés)	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=260	
Harrad et al. 2006	UK (N=31) [2003-2005] prise en compte mesures logements (il y a aussi des mesures dans les voitures, bureaux, lieux publics)	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=52	
Allen et al. 2008	USA [2006] attention moyenne géométrique !	Salon, N = 20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=94,2	Moy=452,8	
		Chambre, N = 20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=94,8	Moy=460,4
		Sac domestique, N = 20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=173,6	Moy=765,7
Karlsson et al. 2007	Suède (L) (N=5) [NR]	Gaz et particules	Min<LQ	-	-	-	-	Min<LQ	Min<LQ	-	-	-	-	-	-	Min<LQ	Min<LQ	-	Min<LQ	-	-	-	
			Max<LQ	-	-	-	-	Max<LQ	Max<LQ	-	-	-	-	-	-	-	Max<LQ	Max<LQ	-	Max<LQ	-	-	-
Fromme et al. 2009	Allemagne N=34 [NR]	Gaz et particules	Moy=1,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=33,3	-	-	Moy=73,1	
			Med=0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=9,50	-	-	Med=37,8
Toms et al. 2009	Australia (L)(N=6) [2005]	Gaz et particules	Min<0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min<3,7	-	-	-	
			Max=31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Max<117	-	-	-
Toms et al. 2009	Australia (L) (N=10) [2007-2008]	Gaz et particules	Min<1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min<3,7	-	-	Min=21	
			Max<1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Max<117	-	-	Max=341
Saito et al. 2007	Japon (L) (N=18) [2002]	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Imm et al. 2009	USA (L) (N=38) [NR] ng/PUF (attention moyenne géométrique)	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LQ	Moy<LQ	-	Moy=5,48	-	-	Moy=3385		
Batterman et al. 2009	USA (L) (N = 12) [2006-2007]	Gaz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=4500	
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=3200
		Particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1200
			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schechter et al. 2010	USA (L) (N=5) [2006] bureaux exclus	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Max=16	-	Max=1232	
Thuresson et al. 2012 ; De Wit et al. 2012	Suède (2006)	Maisons (N=10)	Med=3,0	-	-	-	-	Med=1,5	-	-	-	-	-	Med=4,5	Med=13	Med=11	Med=5,5	Med=290	Med=310	-	-	Med=330	
		Appartements (N=44)	Med=1,3	-	-	-	-	Med=0,47	-	-	-	-	-	Med=1,7	Med=8,0	Med=3,1	Med=0,11	Med=24	Med=29	-	-	Med=58	
Cequier et al. 2014	Norvège (N=47) [2012]	Gaz et particules	Moy=11,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=323	-	-	Mpy=261	
			Med<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med = 3,76	-	-	Med=170
Newton et al. 2015	Suède (5 bureaux, 4 appartements, 4 magasins (2 mobilier et 2 électronique), 2 écoles (N=27) (fevrier à mai 2012)	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=48	-	-	-	
Zhang et al. 2011	Canada (N=20) [2006]	Gaz et particules	Moy=5,1	Moy=5,4	-	Moy=7,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=930	
			Med=3,6	Med<LQ	-	Med<LQ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vorkamp	Danemark [2007] (N=36)	Gaz et particules	Moy=1,23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=232	-	

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Octa BDE										DécaBDE					Total BDEs	
			183	184	190	191	196	197	201	202	203	205	∑octaBDE	206	207	208	209		∑decaBDE
et al. 2011			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)										Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)						
			Med<LOQ														Med=119		
Roosens et al. 2010	Belgique (N=43) [2008]	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med = 9,5	-	Med=13,4

[-] : Non mesuré

Annexe 6 : Synthèse des concentrations en autres retardateurs de flamme bromés dans l'air intérieur des logements

Etude	Pays (environnements investigués)	[Date de réalisation des mesures] (N)	Phase	Alpha HBCD	Beta HBCD	Gamma HBCD	Total HBCD	TBBPA	HBB	DBHCTD ou HCDBCO	BTBPE	DBDPE
				Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)								
Karlsson et al. 2007	Suède (Logements) (N=5)	[NR]	Gaz et particules	-	-	-	-	-	-	-	min<LQ max<LQ	min<LQ max=22,9
Batterman et al. 2009	USA (Logements)	2006-2007 (N = 12)	gaz	-	-	-	-	Moy= 29 Med=7	-	-	-	-
			particules	-	-	-	-	Moy=29 Med=13	-	-	-	-
Saito et al.2007	Japon (Logements)	[2002] (N=18)	Gaz et particules	-	-	-	Med < LD (min < LD ; Max= 24)	-	Med < LD (Min < LD ; Max = 0,95)	-	-	-
Thuresson et al. 2012 ; De Wit et al. 2012	Suède (Logements)	2006 Maisons (N=10)	Gaz et particules	-	-	-	Med=2,0	-	-	-	-	-
		2006 Appartements (N=34)	Gaz et particules	-	-	-	Med=0	-	-	-	-	-

[-] : Non mesuré

Annexe 7 : Synthèse des concentrations en pentaBDEs dans l'air extérieur

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures]	Phase	Penta BDE																						ΣpentaBDE	
			15	17	28	32	35	37	47	49	66	71	75	77	85	99	100	119	120	138	153	154	166			
			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																							
Strandberg et al. 2001	US A	Gazeuse et particulier	Zone urbaine 1997 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=31	-	-	-	-	-	-	Moy=12	Moy=2,0	-	-	-	Moy=0,42	Moy=0,32	-	-	
			Zone urbaine 1998 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=48	-	-	-	-	-	-	-	Moy=25	Moy=3,0	-	-	-	Moy=0,66	Moy=0,55	-	-
			Zone urbaine 1999 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=21	-	-	-	-	-	-	-	Moy=11	Moy=1,1	-	-	-	Moy=0,51	Moy=0,36	-	-
			Zone rurale 1 1997 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=12	-	-	-	-	-	-	-	Moy=7,6	Moy=0,97	-	-	-	Moy=0,18	Moy=0,14	-	-
			Zone rurale 1 1998 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=9,2	-	-	-	-	-	-	-	Moy=5,0	Moy=0,92	-	-	-	Moy=0,28	Moy=0,14	-	-
			Zone rurale 1 1999 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=3,5	-	-	-	-	-	-	-	Moy=3,3	Moy=0,50	-	-	-	Moy=0,28	Moy=0,16	-	-
			Zone rurale 2 1997 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=2,5	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,5	Moy=0,30	-	-	-	Moy=0,12	Moy=0,079	-	-
			Zone rurale 2 1998 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=6,2	-	-	-	-	-	-	-	Moy=4,3	Moy=0,60	-	-	-	Moy=0,27	Moy=0,15	-	-
			Zone rurale 2 1999 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=2,6	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1,7	Moy=0,28	-	-	-	Moy=0,19	Moy=0,10	-	-
Zone isolée	Zone isolée 1997 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=2,1	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1,8	Moy=0,24	-	-	-	Moy=0,10	Moy=0,071	-	-		
	Zone isolée 1998 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=4,0	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,8	Moy=0,35	-	-	-	Moy=0,22	Moy=0,12	-	-		
	Zone isolée 1999 (N=4)	-	-	-	-	-	-	Moy=2,4	-	-	-	-	-	-	-	Moy=1,7	Moy=0,28	-	-	-	Moy=0,064	Moy=0,078	-	-		
Harrad et al. 2004	USK (N=6) [2002-2003] (zone urbaine)	Gazeuse et particulier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=1,6 Max=7,5	Min=0,17 Max=2,8	-	-	-	Min=1,1 Max=6,0	Min=1,3 Max=2,5	-	-		
Lee et al. 2004	UK (N=108) [2000-2001]	Gazeuse et particulier	Zone rurale	-	Moy=0,20	Moy=0,49	Moy=0,21	Moy=0,29	Moy=1,0	Moy=5,2	Moy=0,41	Moy=0,30	Moy=0,37	Moy<LQ	Moy=0,40	Moy<LQ	Moy=2,7	Moy=0,74	Moy=0,23		Moy<LQ	Moy=0,31	Moy=0,20	Moy<LQ		
			Zone semi-rurale	-	Moy=0,37	Moy=0,69	Moy=1,02	Moy=0,53	Moy<LQ	Moy=2,6	Moy=0,50	Moy=0,32	Moy<LQ	Moy=0,41	Moy<LQ	Moy=0,31	Moy=3,5	Moy=0,61	Moy=0,23		Moy<LQ	Moy=0,38	Moy=0,27	Moy<LQ		
			Zone isolée	-	Moy=0,09	Moy=0,09	Moy=0,08	Moy=0,07	Moy=0,30	Moy=1,1	Moy=0,10	Moy=0,06	Moy<LQ	Moy=0,12	Moy<LQ	Moy=0,08	Moy=0,75	Moy=0,20	Moy=0,07		Moy=0,16	Moy=0,10	Moy=0,08	Moy=0,08		
Shoeib et al. 2004	Canada (N=2)[2001-2003] Zones semi-urbaines	Gazeuse et particulier	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Wilford et al. 2004	Canada (N=7) [2001-2003] Zones urbaines	Gazeuse et particulier	-	-	Moy=0,095 Med = 0,16	-	-	-	Moy=0,87 Med=0,88	-	-	-	-	-	-	Moy= 1,1 Med=1,4	Moy=0,11 Med<LD	-	-	-	-	-	-	-		
Gouin et al. 2005 ; Gouin et al. 2006	Canada (NR) [2002] (axe urbain-rural)	Gazeuse (méthode de prélèvement 1)	-	-	Moy=0,3	Moy=0,1	Moy=0,3	Moy<LD	Moy=4,6	Moy=0,4	Moy=0,3	Moy<LD	Moy=0,4	Moy<LD	Moy<LD	Moy=4,3	Moy<LD	-	Moy=0,2	Moy=0,2	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,2	-		
			Gazeuse (méthode de prélèvement 2)	-	-	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,3	Moy<LD	Moy=3,8	Moy<LD	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,4	Moy=0,9	Moy=8,8	Moy=1,1	-	Moy=0,3	Moy=0,3	Moy=2,5	Moy=1,3	Moy<LD	-		
			Particulair e (ng)	-	-	Moy=0,2	Moy<LD	Moy<LD	Moy<LD	Moy=2,1	Moy=0,2	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,2	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,8	Moy=0,2	-	Moy<LD	Moy<LD	Moy=0,1	Moy=0,1	Moy<LD	-	
Hoh et Hites 2005	USA	Gazeuse et particulier	Zone isolée1 (N=35) [2002-2003]	-	-	-	-	-	-	Min=0,51 Max=27	-	-	-	-	-	Min=0,25 Max=23	Min=0,030 Max=5,1	-	-	-	-	-	Min=1,1 Max= 61			
			Zone urbaine (N=28) [2003]	-	-	-	-	-	-	Min=3,9 Max=42	-	-	-	-	-	-	Min=2,4 Max=15	Min=0,68 Max=3,6	-	-	-	-	-	Min=9,5 Max=58		
			Zone semi-urbaine (N=38) [2003]	-	-	-	-	-	-	Min=1,9 Max=21	-	-	-	-	-	-	Min=1,2 Max=14	Min=0,26 Max=2,75	-	-	-	-	-	Min=3,9 Max=42		

Penta BDE																									
Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	15	17	28	32	35	37	47	49	66	71	75	77	85	99	100	119	120	138	153	154	166	ΣpentaBDE	
			Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																						
	Zone agricole (N=30) [2002-2004]		-	-	-	-	-	-	Min=1,2 Max=42	-	-	-	-	-	-	Min=0,87 Max=35	Min=0,17 Max=6,1	-	-	-	-	-	-	Min=2,6 Max=99	
			Zone isolée 2 (N=26) [2002-2004]	-	-	-	-	-	-	Min=2,0 Max=24	-	-	-	-	-	-	Min=0,89 Max=11	Min=0,21 Max=2,7	-	-	-	-	-	-	Min=3,8 Max=42
Harrad et al. 2006	UK (N=110) [2003-2004]	Zone rurale 1	-	-	Moy=0,50	-	-	-	Moy=2,78	-	-	-	-	-	-	Moy=0,97	Moy=0,39	-	-	-	-	Moy=0,15	Moy=0,12	-	-
		Zone rurale 2	-	-	Moy=0,32	-	-	-	Moy=1,63	-	-	-	-	-	-	Moy=0,49	Moy=0,23	-	-	-	-	Moy=0,11	Moy=0,07	-	-
		Zone rurale 3	-	-	Moy=0,55	-	-	-	Moy=2,31	-	-	-	-	-	-	Moy=0,76	Moy=0,40	-	-	-	-	Moy=0,11	Moy=0,12	-	-
		Zone sub-urbaine 1	-	-	Moy=0,87	-	-	-	Moy=5,89	-	-	-	-	-	-	Moy=1,98	Moy=0,89	-	-	-	-	Moy=0,40	Moy=0,26	-	-
		Zone sub-urbaine 2	-	-	Moy=1,15	-	-	-	Moy=8,22	-	-	-	-	-	-	Moy=2,64	Moy=1,23	-	-	-	-	Moy=0,51	Moy=0,29	-	-
		Zone urbaine 1	-	-	Moy=1,65	-	-	-	Moy=10,4	-	-	-	-	-	-	Moy=3,25	Moy=1,56	-	-	-	-	Moy=0,48	Moy=0,43	-	-
		Zone urbaine 2	-	-	Moy=2,04	-	-	-	Moy=13,73	-	-	-	-	-	-	Moy=4,26	Moy=2,08	-	-	-	-	Moy=0,63	Moy=0,53	-	-
		Zone urbaine 3	-	-	Moy=1,44	-	-	-	Moy=6,64	-	-	-	-	-	-	Moy=2,22	Moy=0,95	-	-	-	-	Moy=0,29	Moy<LD	-	-
		Zone rurale 4	-	-	Moy=0,87	-	-	-	Moy=4,95	-	-	-	-	-	-	Moy=1,55	Moy=0,73	-	-	-	-	Moy=0,20	Moy=0,17	-	-
Zone rurale 5	-	-	Moy=0,55	-	-	-	Moy=3,90	-	-	-	-	-	-	Moy=1,28	Moy=0,60	-	-	-	-	Moy=0,17	Moy=0,16	-	-		
Harner et al. 2006	Canada (N=24) [2000-2001]. Axe urbain-rural	Gazeuse et particulaire	-	Min=0,06 Max=0,85	Min=0,11 Max=2,19	-	-	-	Min=1,50 Max=15,84	Min=0,06 Max=1,12	Min=0,03 Max=0,47	Min<LD Max=0,11	-	Min et max <LD	Min=0,02 Max=0,24	Min=0,53 Max=7,34	Min=0,17 max=2,36	Min<LD Max=0,03	-	Min<LD Max=0,06	Min=0,04 max=0,61	Min=0,03 Max=0,46	-	-	
Gioia et al. 2007	Irland (N=2), UK (N=6), Danemark (N=6), Norvège (N=4), Suède (N=1), Finlande (N=5), Estonie (N=1), Russie (N=2) [2004]	Gazeuse et particulaire (ng)	-	-	Min=0,011 Max=0,12	-	-	-	Min=0,019 Max=0,20	Min=0,020 Max=0,050	-	-	Min=0,007 Max=0,20	-	-	Min=0,043 Max=0,24	Min=0,005 Max=0,31	-	-	-	Min et max < LD	Min=0,016 Max=0,38	-	-	
Wilford et al. 2008	UK (N=28) [2004]	Particulair e	-	-	-	-	-	-	Moy=0,14 Med<LD	-	-	-	-	-	-	Moy=0,31 Med=0,064	Moy=0,050 Med=0,010	-	-	-	-	Moy=1,2 Med=0,14	Moy=0,21 Med=0,040	-	-
Muresan et al. 2010	France (N=8) [2008] Zone urbaine	Gazeuse (pg/m3)	-	-	-	-	-	-	Moy=2,0	-	-	-	-	-	-	Moy=3,0	Moy=0,7	-	-	-	-	Moy=4,0	Moy=0,2	-	-
		Particulair e (ng/g)	-	-	-	-	-	-	-	Moy=270	-	-	-	-	-	-	Moy=380	Moy=90	-	-	-	-	Moy=46	Moy=37	-
Schechter et al. 2010	USA (N=2) [2006] Zone urbaine	Gazeuse et particulaire	-	Min=1,7 Max=2,0	Min=3,3 Max=4,3	-	-	-	Min=34 Max=52	-	Min=0,9 Max=1,4	-	-	-	Min=0,6 Max=0,8	Min=11 Max=18	Min=3,2 Max=5,0	-	-	-	-	Min=2,1 Max=3,4	Min=1,4 Max=2,5	-	-
Rudel et al. 2010	USA (N=43) [2006] Zone urbaine	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	Moy, Max < LD	-	-	-	-	-	-	Moy, Max < LD	Moy, Max < LD	-	-	-	-	-	-	-	-
Birgul et al. 2012	UK (N=64) [1999-2010]	Site urbain 1 (N=16)	-	-	-	-	-	-	Min=1,04 Max=34,3	Min<LD Max=0,61	-	-	-	-	-	Min<LQ Max=9,18	Min<LQ Max=3,07	Min<LD Max=0,64	-	Min<LD Max=0,91	Min<LD Max=3,05	-	-	-	-
		Site rural 1 (N=16)	-	-	-	-	-	-	Min=0,36 Max=27,6	Min<LD Max=0,55	-	-	-	-	-	Min=0,13 Max=7,21	Min=0,11 Max=1,93	Min<LD Max=1,79	-	Min<LD Max=2,0	Min<LD Max=0,81	Min=0,05 Max=1,23	-	-	-
		Site urbain 2 (N=16)	-	-	-	-	-	-	Min=0,51 Max=10,39	Min<LD Max=0,94	-	-	-	-	-	Min=0,14 Max=3,97	Min<LQ Max=1,02	Min<LD Max=1,60	-	Min<LD Max=0,62	Min<LD Max=0,81	Min<LD Max=0,64	-	-	-

Penta BDE																												
Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].		Phase	15	17	28	32	35	37	47	49	66	71	75	77	85	99	100	119	120	138	153	154	166	ΣpentaBDE			
				Concentration (pg.m-3) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)																								
		Site rural 2 (N=16)		-	-	-	-	-	-	Min=0,12 Max=2,66	Min<LD Max=0,32	-	-	-	-	-	Min<LQ Max=2,09	Min<LQ Max=0,08	Min<LD Max=0,24	-	Min<LD Max=0,86	Min<LD Max=0,83	Min<LD Max=0,19	-	-			
Kakimoto et al. 2014	Japon (N=7) [2012-2013] Zone urbaine		Particulair e	-	-	-	-	-	-	Min=0,07 Max=0,15	-	-	-	-	-	-	Min=0,08 Max=0,18	-	-	-	-	Min<LD Max=0,08	Min<LD Max=0,07	-	-			
Bogdal et al. 2014	Suisse (NR) [2010-2011] Zone urbaine	2010 (été) 2011 (hiver)	gazeuse et particulair e	-	-	Med=0,8	-	-	-	Med=58	-	-	-	-	-	-	Med=14	Med=5,5	-	-	-	Med=1,3	-	-	-			
				-	-	Med=0,1	-	-	-	Med=7,1	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=2,1	Med=0,7	-	-	-	Med=0,2	-	-	-	
Shoeib et al. 2014	Canada (N=70) [2011] Zone urbaine		gazeuse et particulair e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=24,1 Med=21,6			
				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,76 Med=1,48	
Newton et al. 2015	Suède (N=12) [2012] Zones urbaines et rurales		Gazeuse et particulair e	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,07 Med<LD	-	-	-	Moy=0,23 Med<LD	Moy=0,27 Med<LD	-	-			
Besis et al. 2015	Grèce (N=20) [2013] Zones urbaines		Gazeuse et particulair e	Zone urbain e 1 - hiver	Moy=0,18 Med=0,17	Moy=0,09 Med=0,08	Moy=0,22 Med=0,19	-	-	-	Moy=7,07 Med=7,17	Moy=0,61 Med=0,58	Moy=0,27 Med=0,27	-	-	-	-	Moy=7,27 Med=7,71	Moy=1,33 Med=1,22	-	-	-	Moy=0,92 Med=0,93	Moy=0,74 Med=0,67	-	-		
				Zone urbain e 1 - été	Moy=0,24 Med=0,23	Moy=0,12 Med=0,14	Moy=0,32 Med=0,32	-	-	-	Moy=10,48 Med=9,83	Moy=0,85 Med=0,65	Moy=0,35 Med=0,36	-	-	-	-	Moy=8,19 Med=8,50	Moy=1,58 Med=1,54	-	-	-	Moy=1,22 Med=1,13	Moy=0,86 Med=0,85	-	-	-	
				Zone urbain e 2 - hiver	Moy=0,09 Med=0,10	Moy=0,04 Med=0,03	Moy=0,06 Med=0,06	-	-	-	Moy=0,54 Med=0,62	Moy=0,08 Med=0,09	Moy=0,04 Med=0,03	-	-	-	-	Moy=0,58 Med=0,56	Moy=0,03 Med=0,02	-	-	-	Moy=0,28 Med=0,28	Moy=0,23 Med=0,23	-	-	-	-
				Zone urbain e 2 - été	Moy=0,07 Med=0,08	Moy=0,05 Med=0,04	Moy=0,13 Med=0,13	-	-	-	Moy=0,52 Med=0,44	Moy=0,07 Med=0,05	Moy=0,02 Med=0,01	-	-	-	-	Moy=0,71 Med=0,65	Moy=0,08 Med=0,08	-	-	-	Moy=0,29 Med=0,29	Moy=0,26 Med=0,27	-	-	-	-

[-] : Non mesuré

Annexe 8 : Synthèse des concentrations en octa et deca BDEs dans l'air extérieur

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].			Phase	Octa BDE							DécaBDE					Total BDEs		
					181	183	190	191	196	197	203	205	∑octaBDE	206	207	208		209	∑decaBDE
					Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)							Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)							
Strandberg et al. 2001	USA	Zone urbaine	1997 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,35	-	Moy=46	
			1998 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,20	-	Moy=77	
			1999 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,34	-	Moy=33	
		Zone rurale 1	1997 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=21	
			1998 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=16	
			1999 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=7,7	
		Zone rurale 2	1997 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=5,3	
			1998 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=12	
			1999 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=4,8	
		Zone isolée	1997 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=4,4	
			1998 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=7,6	
			1999 (N=4)	-	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy<LD	-	Moy=4,5	
Harrad et al. 2004	USK (N=6) [2002-2003] (zone urbaine)		Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=10 Max=33		
Lee et al. 2004	UK (N=108) [2000-2001]	Zone rurale	Gazeuse et particulaire	Moy<LQ	-	Moy<LQ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=12		
		Zone semi-rurale	Gazeuse et particulaire	Moy<LQ	-	Moy=0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=11		
		Zone isolée	Gazeuse et particulaire	Moy<LQ	-	Moy<LQ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,6		
Shoeib et al. 2004	Canada (N=2)[2001-2003] Zones semi-urbaines		Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=38,8 Max=48,0		
Wilford et al. 2004	Canada (N=7) [2001-2003] Zones urbaines		Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,2 Med=2,6		
Gouin et al. 2005, Gouin et al. 2006	Canada (NR) [2002] (axe urbain-rural)	Gazeuse (méthode de prélèvement 1)	Gazeuse et particulaire	Moy<LD	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		Gazeuse (méthode de prélèvement 2)	Gazeuse et particulaire	Moy<LD	-	Moy=0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
		Particulaire (ng)	Gazeuse et particulaire	Moy<LD	-	Moy<LD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Hoh et Hites 2005	USA	Zone isolée1 (N=35) [2002-2003]	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=0,015 Max=0,46	-	-	-	Min<LD Max=21	Min<LD Max=25,5	Min=1,2 Max=61	
		Zone urbaine (N=28) [2003]		-	-	-	-	-	-	-	-	Min=0,12 Max=1,1	-	-	-	Min=1,5 Max=878	Min=2,6 Max=956	Min=13 Max=980	
		Zone semi-urbaine (N=38) [2003]		-	-	-	-	-	-	-	-	Min=0,074 Max=1,7	-	-	-	Min<LD Max=21	Min<LD Max=25	Min=6,4 Max=44	
		Zone agricole (N=30) [2002-2004]		-	-	-	-	-	-	-	-	Min=0,025 Max=1,7	-	-	-	Min<LD Max=135	Min<LD Max=156	Min = 2,7 Max=165	
		Zone isolée 2 (N=26) [2002-2004]		-	-	-	-	-	-	-	-	Min<LD Max=0,66	-	-	-	Min<LD Max=14	Min<LD Max=19	Min=5,0 Max=42	
Harrad et al. 2006	UK (N=110) [2003-2004]	Zone rurale 1	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=4,92		

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Octa BDE									DécaBDE					Total BDEs
			181	183	190	191	196	197	203	205	∑octaBDE	206	207	208	209	∑decaBDE	
			Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)									Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)					
		Zone rurale 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=2,84
		Zone rurale 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=4,25
		Zone sub-urbaine 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=10,3
		Zone sub-urbaine 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=14,0
		Zone urbaine 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=17,8
		Zone urbaine 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=23,3
		Zone urbaine 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=11,5
		Zone rurale 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=8,47
		Zone rurale 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=6,67
Harner et al. 2006	Canada (N=24) [2000-2001]. Axe urbain-rural	Gazeuse et particulaire	-	Min=0,06 Max=0,58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=2,7 Max=30,0
Gioia et al. 2007	Irlande (N=2), UK (N=2), Danemark (N=6), Norvège (N=4), Suède (N=1), Finlande (N=5), Estonie (N=1), Russie (N=2) [2004]	Gazeuse et particulaire (ng)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wilford et al. 2008	UK (N=28) [2004]	Particulaire	-	Moy=4,6 Med<LD	-	-	Moy=1,3 Med<LD	Moy=3,3 Med<LD	-	-	-	Moy=1,8 Med=0,93	Moy=6,5 Med=2,5	Moy=1,8 Med=0,93	Moy=20 Med=13	-	Moy=41 Med=18
Mandalakis et al. 2008	Grèce (N=9) [2005-2006] Zone urbaine	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=18 Med=13
Melymuk et al. 2009	Canada (NR, 19 sites) [2007-2008]. Zones urbaines, sub-urbaines, rurales, agricoles	gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy max=73
Muresan et al. 2010	France (N=8) [2008] Zone urbaine	Gazeuse (pg/m3)	-	Moy=0,9	-	-	-	-	-	Moy=4,0	-	-	-	-	Moy=6,0	-	-
		Particulaire (ng/g)	-	Moy=120	-	-	-	-	-	Moy=14	-	-	-	-	Moy=590	-	-
Schechter et al. 2010	USA (N=2) [2006] Zone urbaine	Gazeuse et particulaire	-	Min=2,8 Max=3,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=19 Max=64	-	-
Rudel et al. 2010	USA (N=43) [2006] Zone urbaine	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Egebäck et al. 2012	Suède (N = 12) [2005-2006]	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy = 0,50 Med = 0,30	-	-
Birgul et al. 2012	UK (N=64) [1999-2010]	Site urbain 1 (N=16)	-	Min<LD Max=2,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=1,86 Max=48,7
		Site rural 1 (N=16)	-	Min<LD Max=0,87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=1,32 Max=36,7
		Site urbain 2 (N=16)	-	Min<LD Max=1,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=1,79 Max=15,4
		Site rural 2 (N=16)	-	Min<LD Max=0,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Min=0,43 Max=6,13
Kakimoto et al. 2014	Japon (N=7) [2012-2013] Zone urbaine	Particulaire	-	Min<LD Max=0,13	-	-	Min=0,08 Max=0,13	Min=0,08 Max=0,12	-	-	-	Min=0,45 Max=0,91	Min=0,43 Max=0,62	-	Min=8,13 Max=21,1	-	Min=9,9 Max=23,3
Bogdal et al. 2014	Suisse (NR) [2010-2011] Zone urbaine	2010 (été)	-	Med=2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=58	-	-
		2011 (hiver)	-	Med=0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Med=13	-	-

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	Octa BDE								DécaBDE					Total BDEs		
			181	183	190	191	196	197	203	205	∑octaBDE	206	207	208	209		∑decaBDE	
			Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)								Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)							
Shoeib et al. 2014	Canada (N=70) [2011] Zone urbaine	Gazeuse	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,21 Med<LD	-	-	-	-	Moy=0,02 Med<LD	-	
		Particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,76 Med<LD	-	-	-	-	Moy=0,84 Med=0,25	-
Newton et al. 2015	Suède (N=12) [2012] Zones urbaines et rurales	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy=0,14 Med=0,18	-	
Besis et al. 2015	Grèce (N=20) [2013] Zones urbaines	Zone urbaine 1 - hiver	-	Moy=1,65 Med=1,58	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone urbaine 1 - été	-	Moy=2,86 Med=2,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone urbaine 2 - hiver	-	Moy=0,11 Med=0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone urbaine 2 - été	-	Moy=0,23 Med=0,18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

[-] : Non mesuré

Annexe 9 : Synthèse des données relatives aux autres retardateurs de flamme dans l'air extérieur

Etude	Pays (environnements investigués), (nombre de mesures), [date de réalisation des mesures].	Phase	HBCD	TBE	TBP-AE	BTBPE	TBP-DBPE	BATE	EH-TBB	BEH-TEBP	HBB	Beta-DBE-DBCD	bTBCO	OBTMPI	DBE-DBCH	DBDPE	
			Concentration (pg.m ⁻³) (Moyenne et médiane, ou à défaut, concentration renseignée dans l'étude)														
Hoh et Hites 2005	USA	Zone isolée1 (N=35) [2002-2003]	Min<LD Max=8,0	Min=0,020 Max=1,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone urbaine (N=28) [2003]	Min=0,90 Max=9,6	Min<LD Max=11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone semi-urbaine (N=38) [2003]	Min<LD Max=3,2	Min=0,08 Max=6,61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone agricole (N=30) [2002-2004]	Min<LD Max=11	Min=0,039 Max=70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Zone isolée 2 (N=26) [2002-2004]	Min<LD Max=6,2	Min<LD Max=19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Egebäck et al. 2012	Suède	(N = 12) [2005-2006]	Gazeuse et particulaire	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Moy = 1,4 Med = 0,66	
Shoeib et al. 2014	Canada (N=70) [2011] Zone urbaine	Gazeuse	Moy, med, max <LD	-	Moy=3,25 Med=2,46	Moy, med et max < LD	Moy=3,39 Med=2,90	Moy, med et max < LD	Moy, med et max < LD	-	-						
		Particulaire	Moy=0,77 Med=0,61	-	Moy, med et max < LD	Moy=0,31 Med=0,20	Moy, med et max < LD	Moy, med et max < LD	Moy=0,77 Med=0,61	Moy=0,35 Med=0,26	Moy=0,10 Med=0,06	Moy, med et max < LD	Moy, med et max < LD	Moy, med et max < LD	-	-	
Newton et al. 2015	Suède (N=12) [2012] Zones urbaines et rurales	Gazeuse et particulaire	Moy=0,066 Med<LD	-	-	Moy=0,13 Med<LD	-	-	-	-	Moy=0,062 Med<LD	-	-	-	Moy=0,48 Med=0,46	Moy=0,15 Med=0,15	

[-] : Non mesuré



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail

14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr

www.anses.fr / [@Anses_fr](https://twitter.com/Anses_fr)