

AVIS 22-2020

Objet :

**Évaluation du programme d'analyse de
l'AFSCA relatif aux contaminants exogènes:
B. Polluants organiques persistants (POP)**

(SciCom 2017/07)

Avis scientifique approuvé par le Comité scientifique le 11 septembre 2020

Mots-clés :

Programme d'analyse, contaminants exogènes, polluants organiques persistants (POP), denrées alimentaires, eau, aliments pour animaux, engrais, analyse des tendances

Termes clés :

Programme d'analyse, contaminants exogènes, polluants organiques persistants (POP), denrées alimentaires, eau, aliments pour animaux, engrais, analyse des tendances

Table des matières

Résumé.....	3
Summary	6
1. Termes de référence	9
1.1. <i>Question</i>	9
1.2. <i>Dispositions législatives pertinents</i>	9
1.3. <i>Méthode</i>	10
2. Définitions et abréviations	10
3. Introduction.....	12
4. Discussion	13
4.1. <i>Dioxines et biphényles polychlorés (PCB)</i>	13
4.1.1. Denrées alimentaires	15
4.1.2. Aliments pour animaux	16
4.1.3. Engrais, amendements et substrats de culture.....	18
4.2. <i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)</i>	18
4.2.1. Denrées alimentaires	18
4.2.2. Eau destinée à la consommation et utilisée par les opérateurs	20
4.2.3. Aliments pour animaux	20
4.3. <i>Substances poly- et perfluoroalkyliques</i>	21
4.3.1. Denrées alimentaires	23
4.3.2. Eau utilisée par des opérateurs.....	25
4.4. <i>Retardateurs de flamme halogénés</i>	26
4.4.1. Denrées alimentaires	28
4.5. <i>Pentachlorophénol</i>	32
4.5.1. Denrées alimentaires	32
4.5.2. Aliments pour animaux	33
5. Incertitudes	33
6. Conclusions et recommandations	33
Références	36
Membres du Comité scientifique.....	39
Conflit d'intérêts	39
Remerciements	39
Composition du groupe de travail.....	40
Cadre juridique.....	40
Disclaimer.....	40

Résumé

Évaluation du programme d'analyse de l'AFSCA relatif aux contaminants exogènes: B. Polluants organiques persistants (POP)

Contexte et termes de référence

Dans le cadre d'une évaluation périodique du programme d'analyse de l'Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire (AFSCA), le Comité scientifique a été sollicité pour examiner la programmation des analyses, en lien avec les contaminants exogènes dans les denrées alimentaires, dans l'eau destinée à la consommation et dans l'eau utilisée par des opérateurs pour le traitement et la transformation de denrées alimentaires, dans les aliments pour animaux et dans les engrais, les amendements du sol et les substrats de culture. Plus précisément, il lui a été demandé (i) de vérifier si les résultats des contrôles rapportés entre 2010 et 2018 indiquent des tendances potentielles, et (ii), d'évaluer la concrétisation de l'approche généralement appliquée par l'AFSCA pour la programmation des analyses (c.-à-d. les efforts de contrôle en ce qui concerne, entre autres, les combinaisons « matrice/danger » choisies et le nombre d'analyses programmées pour ces combinaisons) et d'identifier les éventuelles lacunes dans le programme d'analyse.

Les « contaminants exogènes » comprennent un grand nombre de paramètres, dont les métaux lourds, les contaminants de l'environnement (polluants organiques persistants), les composants qui migrent de matériaux et d'objets entrant en contact avec des denrées alimentaires, mais également le rayonnement et la radioactivité. Cet avis ne concerne que les analyses programmées et les résultats des contrôles pour les polluants organiques persistants (POP).

Les POP sont des polluants organiques toxiques, qui sont peu solubles dans l'eau et qui restent très longtemps (plusieurs années ou décennies) dans l'environnement. Les POP ont tendance à se bioaccumuler dans le tissu adipeux des organismes vivants et peuvent se bioamplifier dans la chaîne alimentaire. Les POP inclus dans le programme d'analyse actuel de l'AFSCA sont les dioxines et les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les substances poly- et perfluoroalkylées (PFAS), en particulier le sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA), les retardateurs de flamme bromés (RFB) que sont les polybromodiphényléthers (PBDE) et l'hexabromocyclododécane (HBCDD), et le pentachlorophénol (PCP). L'avis porte principalement sur ces POP.

Méthode

La programmation des analyses est évaluée sur base d'opinion d'experts, conjointement à des informations tirées de la littérature scientifique et à une évaluation des tendances potentielles dans les résultats des contrôles de l'AFSCA. Ces tendances potentielles sont abordées au moyen d'une analyse de tendance via une régression logistique. La période envisagée concerne 2010-2018, mais en fonction des données disponibles, elle est parfois plus courte pour une série de combinaisons « matrice/danger ».

Conclusions et recommandations

L'avis aborde en détail les différentes tendances observées sur base des teneurs en POP rapportées dans le programme de contrôle de l'AFSCA pour différents produits de la chaîne alimentaire sur le marché belge. Il convient de noter que l'analyse des tendances comporte un certain nombre d'incertitudes liées au plan d'échantillonnage, à la méthode d'analyse du contaminant en question, à la collecte et à l'encodage des données. Ce n'est pas parce qu'une tendance est observée sur la base du modèle statistique qu'elle est pertinente. Les résultats détaillés de l'analyse des tendances annexés à l'avis doivent donc être interprétés avec prudence.

Les résultats de l'analyse des tendances, qui doit donc être considérée comme un outil pragmatique dans l'évaluation du programme d'analyse, ont été confrontés, en association avec des informations tirées de la littérature scientifique et des opinions d'experts, aux efforts de contrôle prévus dans le programme d'analyse 2020.

Sur la base des résultats disponibles, les teneurs en dioxines et en PCB de type dioxine dans la plupart des aliments pour animaux et denrées alimentaires ont diminué pour atteindre des niveaux stables, tandis que les teneurs en PCB de type non-dioxine dans différentes matrices ont augmenté. La teneur en HAP montre également une tendance stable ou à la baisse dans la plupart des matrices considérées. En outre, la fréquence de rapportage des HAP dans les aliments pour animaux et l'eau est faible à très faible.

En raison d'une fréquence de rapportage trop faible des PFAS et d'un manque de clarté dans la communication des résultats pour les RFB, aucune analyse de tendance n'a été effectuée pour ces POP. Tous les résultats concernant le PCP étaient inférieurs à la limite de rapportage.

Une contamination par les POP peut toujours se produire de manière ponctuelle, de sorte qu'une poursuite de la surveillance de ces paramètres reste pertinente, qu'une tendance à la baisse soit observée ou non.

De manière générale, le Comité scientifique donne un avis favorable en ce qui concerne le programme d'analyse proposé pour la présence des POP dans les denrées alimentaires, dans l'eau destinée à la consommation et utilisée par les opérateurs, dans les aliments pour animaux, ainsi que dans les engrais, les amendements et les substrats de culture tout en formulant un certain nombre de recommandations.

Compte tenu de la fréquence relativement élevée de rapportage des HAP dans les mollusques et de leur faible capacité de métabolisation des HAP comparée aux poissons, il est recommandé d'inclure davantage d'analyses de mollusques dans la programmation des analyses des HAP dans les produits et préparations issus de la pêche ou de l'aquaculture. Sur la base des résultats de contrôle de l'AFSCA pour 2010-2018, les herbes aromatiques séchées semblent également être une catégorie pertinente à échantillonner pour les analyses des HAP. Toutefois, on pourrait envisager de ne pas programmer ces analyses chaque année, mais par exemple tous les deux ans. Également dans le thé, des niveaux relativement élevés de HAP ont été signalés. Bien que la législation ne fixe pas de limites maximales pour les HAP dans le thé, il serait intéressant de surveiller également les teneurs en HAP de ce groupe de produits.

En ce qui concerne les PFAS, on peut envisager de ne pas programmer d'analyses chaque année, mais plutôt des analyses tournantes en raison de la faible fréquence de rapportage du sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et de l'acide perfluorooctanoïque (PFOA) dans les denrées alimentaires échantillonnées entre 2010 et 2018. Sur la base de la littérature et des résultats des contrôles, les produits de la pêche et de l'aquaculture semblent être les matrices les plus pertinentes.

Malgré la faible fréquence de rapportage et les faibles niveaux de polybromodiphényléthers (PBDE) et d'hexabromocyclododécane (HBCDD) rapportés, une surveillance plus poussée des retardateurs de flamme dans les denrées alimentaires reste nécessaire. Ces analyses ne doivent pas être effectuées chaque année, mais de manière régulière afin d'avoir une idée de l'évolution des niveaux de contamination. Le poisson s'avère être une bonne « sentinelle » ou un bon informateur pour surveiller ces contaminants environnementaux, mais le gibier et la viande d'animaux plus âgés constituent également des matrices pertinentes. Comme l'utilisation de certains RFB a été limitée ou interdite en Europe, il est vivement recommandé de déplacer l'attention des PBDE et des HBCDD vers la nouvelle génération de retardateurs de flamme comme les retardateurs de flammes à base de phosphore, de plus en plus utilisés pour remplacer les RFB ces dernières années.

En ce qui concerne l'analyse des POP dans l'eau, seules des analyses des HAP sont prévues. Les HAP sont peu solubles dans l'eau et ont rarement été trouvés dans l'eau destinée à la consommation et dans l'eau utilisée par les opérateurs. Il pourrait être envisagé de retirer ces analyses du programme d'analyse de l'AFSCA. Les PFAS, en revanche, sont hydrosolubles et lipophobes, et peuvent se retrouver dans l'eau (souterraine). Bien que la législation ne prévoit encore aucune valeur limite, une surveillance des PFAS dans l'eau semble indiquée.

Compte tenu des résultats et du nombre d'analyses programmées pour les produits et sous-produits céréaliers, il semble approprié pour les aliments pour animaux de programmer davantage d'analyses de HAP pour le fourrage (brut) séché artificiellement.

Des analyses des PFAS ou des RFB dans les aliments pour animaux ne sont pas prévues dans le programme d'analyse de l'AFSCA, bien que ces composés puissent être présents dans les aliments pour animaux et que le transfert des aliments pour animaux aux denrées alimentaires d'origine animale soit possible. Toutefois, on ne dispose pas de suffisamment d'informations sur la présence de ces substances dans les aliments pour animaux pour pouvoir estimer la priorité de ces analyses. En outre, la fréquence de déclaration de ces composés dans les aliments d'origine animale dans le cadre du programme de contrôle de l'AFSCA est très faible. Sur la base des informations actuelles et dans le cadre d'un plan de contrôle visant à surveiller l'ensemble de la chaîne alimentaire, le Comité estime que l'analyse des PFAS et des RFB dans les aliments pour animaux est, pour l'instant, moins prioritaire.

Les analyses programmées des POP dans les engrais, les amendements du sol et les substrats de culture ne concernent que les PCB de type non-dioxine présents dans les boues d'épuration. Dans le contexte de l'économie circulaire et de l'utilisation d'engrais organiques et de fertilisants à base de biodéchets par exemple, une étude exploratoire des POP, par exemple des HAP dans les boues d'épuration, le compost ou le digestat, pourrait être utile pour avoir une meilleure idée de la pertinence de ces combinaisons de paramètres-matrices pour le programme d'analyse.

Enfin, dans le but d'une meilleure valorisation et d'un meilleur traitement des résultats de contrôle, il est recommandé de mettre en place un contrôle de qualité automatique supplémentaire lors de l'encodage des données et de veiller à la cohérence des unités.

Summary

Evaluation of the FASFC analysis programme for exogenous contaminants: B. Persistent organic pollutants (POPs)

Background & Terms of reference

Within the framework of a periodic evaluation of the analysis programme of the Federal Agency for the Safety of the Food Chain (FASFC), the Scientific Committee has been asked to discuss the programming of the analyses with regard to exogenous contaminants in food, in water intended for consumption and water used by operators in the transformation and treatment process of food, in animal feed, and in fertilisers, soil improvers and cultivation substrates. In particular, it is requested (i) to verify whether control results reported between 2010 and 2018 point to possible trends, and (ii) to assess the implementation of the approach generally applied within the FASFC for the programming of analyses (i.e. the control efforts in terms of, inter alia, the chosen "matrix/hazard" combinations and the number of analyses programmed for these combinations) and to identify possible gaps within the analysis programme.

'Exogenous contaminants' includes a large group of parameters including heavy metals, environmental contaminants (persistent organic pollutants), migrating components from materials and articles in contact with food as well as radiation and radioactivity. This opinion only covers programmed analyses and control results of persistent organic pollutants (POPs).

POPs are toxic organic pollutants that are sparingly soluble in water and that remain in the environment for a very long time (several years or decades). POPs tend to bioaccumulate in the adipose tissue of living organisms and can biomagnify in the food chain. POPs included in the current FASFC analysis program are dioxins and polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS), in particular perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA), the brominated flame retardants (BFRs) polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecane (HBCDD) and pentachlorophenol (PCP). This opinion focuses mainly on these POPs.

Method

The programming of the analyses is evaluated on the basis of expert opinion in combination with information from scientific literature and an evaluation of possible trends in the FASFC control results. Possible trends are discussed by means of a trend analysis via logistic regression. The period under consideration concerns 2010-2018, but is -depending on the available data- shorter for a number of 'matrix/hazard' combinations.

Conclusions & Recommendations

In the opinion, the different trends observed on the basis of the levels reported in the FASFC control programme for heavy metals in different products of the Belgian food chain, are discussed in detail. It is noted that the trend analysis involves a number of uncertainties related to the sampling plan, the analytical method of the contaminant in question, data collection and reporting. It is not because a trend is observed on the basis of the statistical model, that the trend is also relevant. The detailed

results of the trend analysis annexed to the opinion should therefore be interpreted with necessary caution.

The results of the trend analysis, which should thus be regarded as a pragmatic tool for the evaluation of the analysis programme, in combination with information from scientific literature and expert opinion, were assessed against the control efforts foreseen in the analysis programme 2020.

Based on available results, dioxin and dioxin-like PCB levels have decreased or remained stable in most feed and food, whereas non dioxin-like PCB levels have increased in different matrices. Likewise, PAH levels show a stable to decreasing trend in most of the matrices considered. Moreover, the reporting frequency for PAHs in feed and water is low to very low.

Due to a too low reporting frequency for PFAS and an unclear reporting of results for BFRs, no trend analysis was performed for these POPs. All results for PCP were below the reporting limit.

Given that contamination with POPs can always occur unexpectedly, further follow-up of these parameters remains relevant regardless of any decreasing trend observed.

The Scientific Committee gives generally a favourable opinion with respect to the proposed analysis programme for POPs in food, in water intended for consumption and used by operators, in animal feed, and in fertilisers, soil conditioners and cultivation substrates, but has a number of recommendations.

Given the relatively high reporting frequency of PAHs in molluscs and the lower metabolic potential of molluscs for PAHs compared to fish, it is recommended to include more analyses of molluscs in the programming of PAH analyses of fishery or aquaculture products and preparations. Based on the FASFC control results of 2010-2018, dried garden herbs also appear to be a relevant category to be sampled for PAH analyses. However, it could be considered to programme these analyses not every year, but e.g. every two years. Relatively high levels of PAH were reported in tea as well. Although legislation sets no maximum levels for PAHs in tea, it would be interesting to monitor PAH levels in this product group as well.

With regard to the PFAS, it can be considered not to program analyses every year, but rather in a rotational manner, given the low reporting frequency of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in the foods sampled between 2010 and 2018. Fishery and aquaculture products appear to be the most relevant matrices on the basis of literature and of control results.

Despite the low reporting frequency and low levels reported for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecane (HBCDD), further monitoring of flame retardants in food remains necessary. These analyses do not need to be carried out annually, but on a regular basis to have an idea of the trend in contamination levels. Fish appears to be a good sentinel for the monitoring of these environmental contaminants, but game and meat from older animals are also relevant matrices. Since the use of certain BFRs has been restricted or banned in Europe, it is strongly recommended to shift the focus from PBDEs and HBCDD to the new generation of flame retardants such as phosphate flame retardants that are increasingly used to replace BFRs in recent years.

Concerning the analysis of POPs in water, only analyses of PAHs are provided. PAHs are poorly soluble in water and have been rarely found in water intended for consumption and in water used by operators. It may be considered to include no longer these analyses in the FASFC analysis programme. PFAS, on the other hand, are water soluble and lipophobic, and can end up in (ground) water. Although limit values are not yet available in legislation, a monitoring of PFAS in water seems appropriate.

Based on the results and compared to the number of analyses programmed for cereal products and by-products, it seems for animal feed appropriate to programme more PAH analyses of artificially dried (raw) fodder.

Analyses of PFAS or BFRs in animal feeding are not included in the FASFC analytical programme, although these compounds may be present in animal feed and transfer from feed to food of animal origin is possible. However, too little is known about the occurrence of these compounds in animal feed to be able to estimate the priority of such analyses. Moreover, the reporting frequency for these compounds in food of animal origin in the FASFC control programme is very low. On the basis of current information and in the context of a surveillance plan aimed at the whole food chain, the Committee considers that the analysis of PFAS and BFRs in animal feed is, for the time being, less of a priority.

The programmed analyses of POPs in fertilizers, soil improvers and cultivation substrates only concern non dioxin-like PCBs in sewage sludge. In the context of circular economy and the use of organic fertilisers and fertilisers based on e.g. bio-waste, an exploratory study of POPs, e.g. of PAHs in sewage sludge, compost or digestate, could be useful to have a better idea about the relevance of such parameter-matrix combinations for the analysis program.

Finally, with the aim of a better valorisation and processing of control results, it is recommended to implement additional automatic quality control at data entry and to ensure consistency of units.

1. Termes de référence

1.1. Question

Le Comité scientifique (SciCom) a été sollicité pour formuler un avis sur la programmation des analyses de l'Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire (AFSCA) en lien avec des contaminants exogènes dans les denrées alimentaires, les aliments pour animaux, l'eau destinée à la consommation et l'eau utilisée par des opérateurs pour le traitement et la transformation des denrées alimentaires, ainsi que dans les engrais, amendements du sol et substrats de culture.

Il lui a plus précisément été demandé :

1. d'identifier des tendances éventuelles sur base des résultats des contrôles effectués entre 2010 et 2018 ; et
2. d'évaluer la concrétisation de l'approche généralement appliquée par l'AFSCA pour la programmation des analyses (c.-à-d. les efforts de contrôle en ce qui concerne, entre autres, les combinaisons « matrice/danger » choisies et le nombre d'analyses programmées pour ces combinaisons) et d'identifier les éventuelles lacunes dans le programme d'analyse.

Le groupe « contaminants exogènes » comprend notamment les métaux lourds, les contaminants de l'environnement (polluants organiques persistants), les composants qui migrent de matériaux et d'objets entrant en contact avec des denrées alimentaires, mais également le rayonnement et la radioactivité. Cet avis ne concerne que les analyses programmées et les résultats de contrôle pour les polluants organiques persistants (POP).

1.2. Dispositions législatives pertinents

Règlement (UE) 2017/625 du Parlement européen et du Conseil du 15 mars 2017 concernant les contrôles officiels et les autres activités officielles servant à assurer le respect de la législation alimentaire et de la législation relative aux aliments pour animaux ainsi que des règles relatives à la santé et au bien-être des animaux, à la santé des végétaux et aux produits phytopharmaceutiques

Règlement (UE) 2019/1021 du Parlement Européen et du Conseil du 20 juin 2019 concernant les polluants organiques persistants

Denrées alimentaires :

Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires

Eau destinée à la consommation et utilisée par des opérateurs :

Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

Arrêté royal du 14 janvier 2002 relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine qui sont conditionnées ou qui sont utilisées dans les établissements alimentaires pour la fabrication et/ou la mise dans le commerce de denrées alimentaires

Arrêté royal du 8 février 1999 concernant les eaux minérales naturelles et les eaux de source

Aliments pour animaux :

Directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 mai 2002 sur les substances indésirables dans les aliments pour animaux

Engrais, amendements du sol et substrats de culture :

Règlement (CE) n° 2003/2003 du Parlement européen et du Conseil du 13 octobre 2003 relatif aux engrais (*est abrogé avec effet au 16 juillet 2022*)

Règlement (CE) n° 2019/1009 du Parlement européen et du Conseil du 5 juin 2019 établissant les règles relatives à la mise à disposition sur le marché des fertilisants UE, modifiant les règlements (CE) n° 1069/2009 et (CE) n° 1107/2009 et abrogeant le règlement (CE) n° 2003/2003

Arrêté royal du 28 janvier 2013 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des engrais, des amendements du sol et des substrats de culture

1.3. Méthode

Cet avis se base principalement sur l'opinion d'experts combinée aux informations tirées de la littérature scientifique et à une évaluation des tendances potentielles dans les résultats des contrôles de l'AFSCA qui ont été rapportés entre 2010 et 2018.

L'analyse des tendances potentielles a été réalisée à l'aide du progiciel NADA pour R version 3.5.0 (23 avril 2018) et se base sur une régression pour des données log-normales « left-censored », avec le résultat d'analyse comme variable dépendante et l'année d'analyse comme variable indépendante. Les conclusions se basent sur les hypothèses liées aux modèles sélectionnés, comme la linéarité et l'hétéroscédasticité.

Pour l'analyse et l'observation des tendances, seuls ont été pris en compte les résultats obtenus dans le cadre du plan de contrôle (en d'autres termes ceux dont les analyses ont été programmées à partir de l'approche basée sur le risque, voir Maudoux *et al.*, 2006). À côté de ces résultats, la base de données contient également les résultats d'analyses effectuées dans le cadre du suivi d'une plainte, des notifications RASFF, etc.

Les résultats détaillés de l'analyse des tendances sont fournis en annexe pour les différents contaminants. La modification annuelle (« annual change ») mentionnée dans les tableaux est le coefficient du modèle de régression et donne le rapport entre la valeur ajustée pour l'année X par rapport à l'année (X-1). Les résultats d'analyse individuels sont représentés dans les graphiques, avec les résultats inférieurs à la limite de rapportage (observations « left-censored ») indiqués en rouge. Pour ajuster la ligne de tendance, la méthode du « maximum likelihood » (maximum de vraisemblance) est utilisée, à savoir la probabilité pour un ajustement spécifique que la valeur y soit observée $P(Y=y|\text{modèle})$. Pour les résultats inférieurs à la limite de rapportage, c'est la probabilité qu'une valeur observée soit inférieure à y, c'est-à-dire $P(Y<y|\text{modèle})$. Comme conséquence du left-censoring, la courbe de tendance peut dans certains cas passer sous les points de données.

Une tendance est supposée significative pour une valeur $p < 0,05$, sauf indication contraire.

2. Définitions et abréviations

ABS	Résines de l'Acrylonitrile-Butadiène-Styrène
AFSCA	Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire
ALT	alanine aminotransférase
analyse des tendances	tendance identifiée à la suite d'une analyse arithmétique d'un ensemble de données chronologiques ; la courbe de tendance va de pair avec une valeur p fournissant des informations sur le degré de signification ($p \leq 0,05$ c.-à-d. 5 %). La valeur p peut être considérée comme une quantification numérique de la

	probabilité (de 0 à 1) qu'une apparition / différence constatée soit à attribuer au hasard découlant du processus d'échantillonnage
BaP	benzo(a)pyrène
BaPeq	la concentration totale de 12 hydrocarbures aromatiques polycycliques exprimée en équivalents toxiques par rapport au benzo(a)pyrène
(P)BDE	(poly)bromodiphényléther
BEQ	équivalents bioanalytiques
BrPh	phénols bromés
CALUX	Chemical-Activated Luciferase gene eXpression (expression du gène de la luciférase activée chimiquement)
DHT	Dose Hebdomadaire Tolérable
DL-PCB	PCB de type dioxine
données « left-censored »	résultats en dessous de la limite de rapportage (LOR)
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments ('European Food Safety Authority')
fréquence de rapportage	pourcentage d'échantillons ayant un résultat supérieur à la limite de rapportage (LOR)
GC	chromatographie en phase gazeuse
GOW	valeurs d'orientation en termes de santé ('Gesundheitlichen Orientierungswerten')
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
HBCDD	hexabromocyclododécane
HBM-I	La valeur HBM-I représente la concentration d'une substance dans le matériel biologique humain en dessous de laquelle on estime qu'il n'y a aucun risque d'impact négatif sur la santé au cours d'une vie
hétéroscédasticité	disparité de répartition ou de variance des variables étudiées (autrement dit, la variance de la variable x n'est pas indépendante de la valeur de la variable y)
HIPS	polystyrène à fort impact ('high impact polystyrene')
(HR)MS	spectrométrie de masse (haute résolution)
Kow	coefficient de partage octanol-eau
LOR	limite de rapportage (limit of reporting) ; limite de détection ou de quantification du laboratoire qui établit le rapport
NDL-PCB	PCB de type non-dioxine
observation des tendances	constatation visuelle des évolutions possibles d'une série de données chronologiques
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
pc	poids corporel
PCB	biphényles polychlorés
PCDD	dibenzodioxine polychlorée
PCDF	dibenzofuranes polychlorés
PCP	pentachlorophénol
PFAS	substances poly- et perfluoroalkyliques
PFBA	acide perfluorobutanoïque
PFBS	acide perfluorobutane sulfonique
PFDA	acide perfluorodécanoïque
PFHxA	acide perfluorohexanoïque
PFHxS	sulfonate de perfluorohexane
PFNA	acide perfluoronanoïque
PFOA	acide perfluorooctanoïque
PFOS	sulfonate de perfluorooctane
POP	polluants organiques persistants
programme d'analyse	programme de contrôle conformément au Règlement (UE) 2017/625
RFB	retardateurs de flamme bromés

RIVM	Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu)
SciCom	Comité scientifique
2,4,6-TBP	2,4,6-tribromophénol
TBBPA	tétrabromobisphénol A
TCDD	tétrachlorodibenzodioxine
TEF	facteur d'équivalence toxique
TEQ	équivalents toxiques
TW _{LW}	valeur indicative pour l'eau potable ('Trinkwasser-Leitwerten')

Compte tenu des discussions qui ont eu lieu lors de la réunion du groupe de travail du 26 février et du 31 mars 2020 et des sessions plénières du Comité scientifique du 22 novembre 2020, du 26 juin 2020 et du 11 septembre 2020,

le Comité scientifique émet l'avis suivant :

3. Introduction

La surveillance de la chaîne alimentaire au moyen de contrôles est l'une des missions principales de l'Agence Fédérale pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire (AFSCA). Le plan de contrôle s'appuie sur des analyses (échantillonnages) et des inspections, qui sont programmées selon une méthodologie basée sur le risque et développée au sein de l'AFSCA (Maudoux *et al.*, 2006). Le programme d'analyse est périodiquement présenté au Comité scientifique pour une évaluation.

Le présent avis évalue spécifiquement le volet « polluants organiques persistants » du programme d'analyse et plus précisément la programmation des analyses de polluants organiques persistants (POP) présents dans les denrées alimentaires, les aliments pour animaux, l'eau destinée à la consommation et l'eau utilisée par les opérateurs dans le cadre de la transformation et du traitement des denrées alimentaires, ainsi que dans les engrais, les amendements et les substrats de culture.

Les polluants organiques persistants (POP) sont des substances chimiques organiques (à base de carbone). Ils possèdent une certaine combinaison de propriétés physiques et chimiques, de sorte qu'une fois libérés dans l'environnement ¹:

- ils restent intacts pendant des périodes exceptionnellement longues (plusieurs années) ;
- ils sont largement dispersés dans l'environnement en raison de processus naturels impliquant le sol, l'eau et, surtout, l'air ;
- ils ont tendance à s'accumuler (bioaccumulation) dans les tissus adipeux des organismes vivants, y compris les humains, et se trouvent en concentrations plus élevées dans les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire (bioamplification) ; et
- ils sont toxiques pour l'homme et l'environnement.

Bien que certains POP aient une origine naturelle, par exemple par des éruptions volcaniques et diverses voies de biosynthèse, la plupart des POP proviennent des activités humaines. On peut faire une distinction entre les POP produits intentionnellement, tels que les produits chimiques industriels

¹ Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants; <http://chm.pops.int/>

et certains pesticides, et les POP produits comme sous-produits indésirables dans certains processus de production chimique ou dans des processus de combustion, tels que les dioxines ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Il existe plusieurs sources d'exposition aux POP, l'alimentation étant la plus importante. L'exposition aux POP peut, selon le type de composé, entraîner différents effets sur la santé, tels que des effets sur la croissance, des perturbations hormonales, des troubles de la fertilité, des cancers, des troubles du système immunitaire, et des troubles du fonctionnement du foie et des reins.

Grâce à la Convention de Stockholm, un traité international sur l'environnement visant à supprimer ou à réduire substantiellement la production de POP afin de protéger la santé humaine et naturelle ¹, plusieurs POP sont aujourd'hui interdits dans de nombreux pays (voir par ex. Règlement (UE) 2019/1021). Cependant, les POP ne se dégradent que très lentement en formes moins dangereuses en raison de leur résistance à la dégradation photolytique, biologique et chimique, ce qui signifie qu'ils sont toujours présents dans l'environnement et peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire.

Les POP inclus dans le programme d'analyse de l'AFSCA sont les dioxines et les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les substances poly- et perfluoroalkylées (PFAS), en particulier le sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA), les retardateurs de flamme bromés (RFB) que sont les polybromodiphényléthers (PBDE) et l'hexabromocyclododécane (HBCDD), et le pentachlorophénol (PCP). L'avis porte principalement sur ces POP.

4. Discussion

Dans ce qui suit, les analyses des POP programmées au sein de l'AFSCA pour 2020 sont évaluées, en se basant entre autres sur les tendances potentielles dans les résultats de contrôle de l'AFSCA qui ont été rapportés entre 2010 et 2018. Les résultats détaillés de l'analyse des tendances sont fournis en annexe pour les différents contaminants (voir 1.3. Méthode). Une tendance est considérée comme significative pour une valeur $p < 0,05$, sauf indication contraire.

Il convient de noter que l'analyse des tendances comporte un certain nombre d'incertitudes (voir 5. Incertitudes) et doit être considérée comme un outil pragmatique pour l'évaluation du programme d'analyse. Ce n'est pas parce qu'une tendance est observée sur la base du modèle statistique qu'elle est pertinente. Les résultats détaillés de l'analyse des tendances en annexe doivent donc être interprétés avec prudence.

4.1. Dioxines et biphényles polychlorés (PCB)

Les dioxines et les biphényles polychlorés (PCB) sont des hydrocarbures aromatiques halogénés.

« Dioxines » est un terme générique qui désigne 210 produits chimiques différents. Ce groupe comprend les dibenzodioxine polychlorés (PCDD) et les dibenzofuranes polychlorés (PCDF). En fonction du nombre d'atomes de chlore et de leur substitution sur les cycles benzéniques, 75 PCDD et 135 PCDF, appelés « congénères », peuvent exister. Seuls 17 d'entre eux sont relativement persistants chez les humains et les animaux et sont donc considérés comme pertinents. De tous les PCDD/PCDF, la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) a longtemps été considérée comme la plus toxique. À l'heure actuelle, deux congénères sont considérés comme les plus toxiques, la 2,3,7,8-TCDD et la 1,2,3,7,8-PCDD. La toxicité des autres congénères est de 3 fois à 3000 fois plus faible.

Les biphényles polychlorés (PCB) diffèrent des dioxines car ils n'ont pas d'atomes d'oxygène entre leurs cycles aromatiques. Il existe 209 composés de PCB, dont 12 présentent des propriétés toxicologiques

similaires à celles des TCDD et autres PCDD/PCDF. Ils sont appelés PCB de type dioxine (DL-PCB). Leur toxicité est généralement beaucoup plus faible que celle des PCDD/PCDF, à l'exception du PCB 126.

Les dioxines (PCDD/PCDF) sont formées non intentionnellement comme sous-produits dans un certain nombre de processus industriels et thermiques, tels que l'incinération des déchets, le recyclage des métaux, ou comme traces d'impuretés dans la production d'autres produits chimiques (les chlorophénols et leurs dérivés, les éthers biphényles chlorés et les PCB). Les dioxines libérées dans l'air se déposent sur le sol, l'eau et la végétation. Par la contamination de l'environnement, ces contaminants contaminent la chaîne alimentaire.

Contrairement aux dioxines, les PCB ont été largement utilisés par le passé dans diverses applications industrielles, généralement sous la forme de mélanges techniques complexes. Des fuites et des pratiques inappropriées ont conduit à leur rejet dans l'environnement (EFSA, 2018a).

Les données de prévalence indiquent une diminution des dioxines et des PCB au cours des 30 dernières années. Toutefois, cette baisse semble s'être stabilisée au cours des dix dernières années, comme le montrent également les niveaux mesurés chez l'homme (EFSA, 2018a).

L'exposition aux dioxines et aux PCB peut entraîner divers effets sur la santé tels que de la toxicité cutanée, de l'immunotoxicité, des effets sur la reproduction et de la tératogénicité, des effets de perturbation endocrinienne et de la cancérogénicité (EFSA, 2018a).

Différentes méthodes sont utilisées pour déterminer les teneurs en PCDD/PCDF et DL-PCB. Celles-ci sont divisées en « méthodes de référence » et en « méthodes de dépistage ». Pour le dépistage initial, on utilise des méthodes de dépistage bioanalytique ou des « essais biologiques » qui déterminent une réponse biologique aux PCDD/PCDF et DL-PCB. Une méthode de détection couramment utilisée est le dosage CALUX (Chemical-Activated Luciferase gene eXpression). Le test biologique CALUX a été calibré pour détecter les échantillons non conformes conformément au Règlement (CE) 1881/2006. Pour confirmer la non-conformité, une méthode de référence est appliquée, à savoir la GC-HRMS (chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution) ou la GC-MS/MS (chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem) permettant l'identification et la quantification des congénères PCDD/PCDF et DL-PCB.

Dans les méthodes de dépistage bioanalytiques, le résultat est exprimé en équivalents bioanalytiques (BEQ), tandis que dans les méthodes physico-chimiques GC-MS, il est exprimé en équivalents toxiques (TEQ). La valeur totale des TEQ d'un échantillon est calculée en multipliant la concentration de chaque congénère par son facteur d'équivalence toxique (TEF) et en additionnant ensuite ces produits. Le TEF donne une estimation (de l'ordre de grandeur) du potentiel d'un composé de type dioxine par rapport au TCDD. Les valeurs actuelles du TEF ont été proposées par l'OMS en 2005 et sont désignées par WHO₂₀₀₅-TEF. En d'autres termes, la valeur TEQ totale exprime, en termes de 1, 2, 7, 8-TCDD, la toxicité des différents PCDD/PCDF et DL-PCB présent dans un échantillon. Les méthodes de dépistage bioanalytique ne donnent pas de résultats au niveau des congénères, mais seulement une indication de la teneur en TEQ exprimée en BEQ.

Les teneurs en PCB de type non-dioxine (NDL-PCB) sont déterminées GC-ECD en screening (chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à « capture d'électrons ») ou par GC-MS en confirmation.

Le tableau ci-dessous (Tableau 1) donne un aperçu du nombre d'analyses de denrées alimentaires, d'aliments pour animaux et d'engrais, d'amendements et de substrats de culture effectuées dans le cadre du plan de contrôle de l'AFSCA entre 2010 et 2018. Étant donné la faible solubilité des dioxines et des PCB dans l'eau, des analyses de ces paramètres dans l'eau ne sont pas programmées.

Tableau 1. Aperçu du nombre d'analyses de dioxines et de PCB effectuées dans le cadre du plan de contrôle de l'AFSCA entre 2010 et 2018

		denrées alimentaires	aliments pour animaux	engrais, amendements et substrats de culture
Somme PCDD/PCDF	essai biologique	9.373	10.756	/
	GC-MS	2.088	1.724	/
Somme DL-PCB	essai biologique	9.367	8.524	/
	GC-MS	2.090	1.723	/
Somme PCDD/PCDF et DL-PCB	essai biologique	9.357	8.515	/
	GC-MS ⁽¹⁾	1.444	1.101	/
Somme NDL-PCB	GC-MS	4.668 ⁽²⁾	6.099 ⁽²⁾	219 ⁽³⁾

⁽¹⁾ résultats à partir de 2013 ; ⁽²⁾ somme de 6 congénères (PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180); ⁽³⁾ somme de 7 congénères (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)

Pour l'analyse des tendances, seuls les résultats d'analyse obtenus par GC-MS sont utilisés (annexe 1). Ces résultats ne concernent que les échantillons qui ont été jugés positifs sur la base de l'essai biologique et un certain pourcentage d'échantillons pour lesquels l'essai biologique était négatif (c.-à-d. des résultats conformes). Par conséquent, le nombre d'échantillons analysés par GC-MS est inférieur à la population initiale d'échantillons analysés par essai biologique. De plus, ils donnent une image déformée par rapport à tous les échantillons analysés, avec une tendance à la surestimation car ils incluent principalement des résultats d'essais biologiques (hautement) suspects. Cependant, une analyse de tendance des résultats obtenus par GC-MS peut donner une indication des éventuelles fluctuations de la contamination au fil du temps.

4.1.1. Denrées alimentaires

Les enfants en bas âge et les enfants semblent être deux fois plus exposés à la somme des PCDD/PCDF et des DL-PCB (29 congénères) et à la somme des PCDD/PCDF (17 congénères) que les adolescents et les adultes (EFSA, 2018a). Les groupes d'aliments qui semblent contribuer le plus à la consommation moyenne des enfants en bas âge sont le beurre et l'huile de beurre (contribution de 6,1 % à 19,6 %) et les poissons gras (contribution de 5,8 % à 26,3 %). Chez les jeunes enfants, les poissons gras (contribution de 5,9 % à 13,9 %), le fromage (contribution de 5,9 % à 21,8 %) et la viande (contribution de 7,7 % à 16,2 %) contribuent le plus à l'apport. Pour les enfants plus âgés, les adolescents, les adultes et les personnes âgées, le poisson (jusqu'à 53,4 % de contribution) et surtout les poissons gras (jusqu'à 56 %), le fromage (jusqu'à 21,8 %) et la viande (jusqu'à 33,8 %) semblent être d'importantes sources d'exposition alimentaire (EFSA, 2018a). Les dioxines et les DL-PCB se trouvent principalement dans les produits d'origine animale, tels que le poisson (gras), la viande, le lait et les œufs, car ils s'accumulent dans le tissu adipeux et se dégradent difficilement.

Entre 2010 et 2018, dans le cadre du plan de contrôle de l'AFSCA, des analyses de dioxines (somme des PCDD/PCDF) et de DL-PCB ont été effectuées sur environ 9.350 échantillons. Dans environ un cinquième de ces échantillons, les teneurs en dioxines et en DL-PCB ont également été analysées par GC-MS. La teneur en NDL-PCB (somme de PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) a été analysée dans environ 4.700 échantillons.

Le Règlement (CE) n°1881/2006 fixe des teneurs maximales pour les dioxines, pour la somme des dioxines et des DL-PCB et pour les NDL-PCB pour un certain nombre de catégories de denrées alimentaires. Ces teneurs maximales ne sont pas fondées sur des critères toxicologiques, mais sur la

distribution de fréquence des teneurs dans les catégories d'aliments respectives et selon le principe « strict mais réalisable ». En général, les niveaux maximums ont été fixés autour du 90^e centile de la distribution des fréquences respectives (EFSA, 2018a). Les résultats du programme de contrôle indiquent un niveau élevé de conformité des denrées alimentaires (voir également les rapports annuels de l'AFSCA ²). Afin de réduire de manière proactive les teneurs en dioxines et DL-PCB dans les denrées alimentaires, la Commission européenne recommande des seuils d'intervention pour plusieurs denrées alimentaires, qui s'ajoutent aux teneurs maximales (la plus récente est la Recommandation 2014/663/UE ³). Ces seuils d'intervention sont destinés à indiquer quand l'identification de la source de contamination et les mesures visant à la réduire ou à l'éliminer sont appropriées. En outre, l'AFSCA applique des limites d'action pour les dioxines et les DL-PCB dans le miel et dans la viande de gibier et de lapin d'élevage (AFSCA, 2020a ; SciCom, 2017).

A des fins d'une analyse des tendances, les groupes d'aliments pour lesquels la législation fixe une teneur maximale (Règlement (CE) n°1881/2006) sont pris en considération, à savoir le lait et les produits laitiers, les aliments pour nourrissons et enfants en bas âge, les œufs et ovoproduits, les poissons et produits de l'aquaculture, la viande, la graisse et le foie, et les huiles végétales (annexe 1). En général, la teneur en dioxines et en DL-PCB semble avoir diminué pour atteindre des niveaux stables dans la plupart des denrées alimentaires, tandis que la teneur en NDL-PCB semble avoir augmenté dans diverses denrées alimentaires. On observe notamment une diminution significative de la teneur en PCDD/PCDF et DL-PCB, mais une augmentation significative de la teneur en NDL-PCB dans le lait, le poisson et la viande et les produits carnés. Toutefois, pour un certain nombre de matrices, par exemple les crustacés, les calmars et le lait en poudre, le nombre et la distribution des résultats sont insuffisants pour évaluer une éventuelle tendance.

Une diminution des teneurs en PCDD/PCDF et DL-PCB a également été observée dans les aliments pour bébés et le lait de croissance, dans les œufs, le foie et les graisses animales, mais la teneur en NDL-PCB semble être restée similaire au fil des ans.

Dans les huiles végétales, on observe une diminution de la teneur en DL-PCB, mais une augmentation de la teneur en NDL-PCB.

Le nombre d'échantillons minimum recommandé de denrées alimentaires à analyser chaque année est fixé dans la Recommandation de la Commission du 16 novembre 2006 relative au contrôle des niveaux de fond des dioxines, des PCB de type dioxine et des PCB autres que ceux de type dioxine dans les denrées alimentaires. Le Comité scientifique n'a pas de recommandations concernant le nombre d'analyses des dioxines, des DL-PCB et des NDL-PCB programmées dans les denrées alimentaires.

4.1.2. Aliments pour animaux

Les dioxines et les PCB s'accumulent dans les graisses, qui sont des composants nécessaires de l'alimentation animale. Ces graisses sont extraites de sous-produits des secteurs de la production animale et végétale. Les teneurs les plus élevées en dioxines et DL-PCB se trouvent généralement dans l'huile et la farine de poisson, suivies par les graisses animales (EFSA, 2018a).

L'exposition des animaux aux dioxines et aux PCB est également possible par le pâturage sur des sites proches de sites industriels, en raison des dépôts des émissions de combustion. En cas de calamité (tels que des incendies sur des sites industriels), des concentrations accidentellement élevées de dioxines et de PCB, mais aussi d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et d'autres

² <http://www.favv-afsca.fgov.be/rapportsannuels/>

³ Recommandation 2014/663/UE de la Commission du 11 septembre 2014 modifiant l'annexe de la recommandation 2013/711/UE sur la réduction de la présence de dioxines, de furannes et de PCB dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires

contaminants, sont possibles. Les dioxines et les PCB peuvent également être introduits comme contaminants dans la production d'additifs pour aliments pour animaux (BuRo, 2019).

Les dioxines et les PCB s'accumulent dans le tissu adipeux des animaux, mais on sait peu de choses sur le risque que présentent ces contaminants pour la santé animale. Les dioxines les moins chlorées semblent être mieux absorbées que les plus chlorées, et certains congénères sont relativement bien décomposés, par exemple chez les porcs et les vaches. Chez les poulets, une exposition accrue entraîne des effets sur l'éclosion des œufs et la maladie de l'œdème du poulet ('chicken edema disease'). Chez d'autres animaux de ferme, les effets sont moins évidents, mais la recherche est également relativement limitée. Cependant, les congénères les plus chlorés s'accumulent dans le foie des animaux, ce qui semble être notamment un problème chez les moutons, et les dioxines et les PCB sont excrétés par le lait et les œufs (BuRo, 2019; van der Fels-Klerx et al., 2019).

Les dioxines et les DL-PCB sont donc transférés des aliments pour animaux aux denrées d'origine animale consommées par les humains, tels que le lait, les œufs, la viande, la graisse et le foie. Les estimations de l'ingestion alimentaire totale de dioxines et de DL-PCB chez l'homme montrent un dépassement de la dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 2 pg/kg pc par semaine, récemment revue par l'EFSA (EFSA, 2018a) (avant 2018, la DHT était de 14 pg/kg pc par semaine). Comme les produits d'origine animale contribuent de manière substantielle à la dose totale ingérée par les consommateurs, la surveillance des teneurs en dioxines et PCB dans les aliments pour animaux est pertinente pour la sécurité alimentaire.

Les teneurs maximales pour les dioxines (PCDD/PCDF), pour la somme des dioxines et DL-PCB, et pour les NDL-PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180) dans les aliments pour animaux sont fixées dans la Directive 2002/32/CE et, comme pour les denrées alimentaires, sont basées sur les teneurs existantes et le principe « strict mais réalisable ». Outre une teneur maximale, cette Directive fournit également des seuils d'intervention pour les dioxines et les DL-PCB en tant que valeurs de signal pour une recherche plus approfondie de la source de contamination.

Entre 2010 et 2018, environ 10.800 échantillons ont été analysés pour les dioxines (PCDD/PCDF) et 8.500 échantillons pour les DL-PCB. Dans environ un cinquième de ces échantillons, les teneurs en dioxines et en DL-PCB ont également été analysées par GC-MS. À l'instar des denrées alimentaires, on observe un niveau élevé de conformité pour l'alimentation animale (voir également les rapports annuels de l'AFSCA²).

Concernant l'analyse des tendances possibles, dans les aliments composés pour animaux, et en particulier dans les aliments complémentaires, on observe une diminution des teneurs en dioxines et NDL-PCB, mais une augmentation des teneurs en DL-PCB (annexe 1).

Une diminution des teneurs en dioxines est également observée dans les additifs pour l'alimentation animale. On y observe toutefois une augmentation des DL-PCB, en particulier dans les oligo-éléments, et des NDL-PCB, en particulier dans les liants.

Différents types de matières premières pour l'alimentation animale sont analysés, mais dans l'ensemble du groupe « matières premières », on observe une diminution des teneurs en dioxines et DL-PCB et une augmentation des teneurs en NDL-PCB. Une augmentation de la teneur en NDL-PCB est spécifiquement observée dans les minéraux, le fourrage (grossier) et les produits et sous-produits céréaliers, tandis qu'une diminution est observée dans les produits dérivés d'animaux terrestres et dans les produits de la pêche et de l'aquaculture. D'autre part, une augmentation des teneurs en dioxines et DL-PCB est observée dans les graines et fruits oléagineux et leurs dérivés.

Dans les prémélanges, on observe une augmentation significative des teneurs en DL-PCB et NDL-PCB. Le Comité scientifique n'a pas de recommandations concernant le nombre d'analyses des dioxines, des DL-PCB et des NDL-PCB programmées dans les aliments pour animaux.

4.1.3. Engrais, amendements et substrats de culture

Entre 2010 et 2018, seules des analyses de la somme des NDL-PCB (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) ont été effectuées pour ces matrices, et ce, uniquement dans les boues d'épuration. Depuis 2015, ces analyses sont uniquement effectuées sur les boues d'épuration des eaux usées urbaines. Des teneurs en NDL-PCB plus élevées ont été trouvées dans les boues d'épuration des eaux usées urbaines par rapport aux boues d'épuration industrielles.

Une augmentation significative de la teneur en NDL-PCB est observée dans les boues d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles, bien que ces teneurs soient encore bien inférieures à la teneur maximale de 0,8 mg/kg de matière sèche (AR du 28 janvier 2013) (annexe 1).

Le Comité scientifique n'a pas de recommandations concernant le nombre d'analyses des NDL-PCB programmées.

4.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) regroupent des centaines de substances organiques composées de deux ou plusieurs cycles benzéniques. Les HAP se forment lors de la combustion incomplète ou de la carbonisation de divers matériaux contenant du carbone, notamment les combustibles fossiles, les aliments et le bois. Les HAP peuvent entrer dans la chaîne alimentaire en tant que contaminants environnementaux, mais aussi par la préparation des aliments (par ex., les aliments fumés ou lors de barbecues).

La plupart des HAP sont cancérigènes (cancérogènes) et le HAP le plus couramment étudié, le benzo(a)pyrène (BaP), est un cancérigène génotoxique.

Dans le programme d'analyse de l'AFSCA, des analyses de HAP sont prévues dans les denrées alimentaires, l'eau et les aliments pour animaux, mais pas dans les engrais. Toutefois, dans le contexte de l'économie circulaire et de l'utilisation d'engrais organiques et d'engrais à base de déchets, par ex. des matières organiques recyclés à partir de biodéchets ou de biomasse, une étude exploratoire des POP dans les engrais, les amendements du sol et les substrats de culture, comme des HAP dans les boues d'épuration, le compost ou le digestat, peut être utile. Le nouveau Règlement (CE) n° 2019/1009 sur les produits fertilisants UE ne prévoit pas de limites pour les HAP, bien que de telles limites aient été envisagées.⁴ Une limite de 6 mg/kg pour la somme des HAP⁵ dans les boues d'épuration serait suffisamment conservatrice pour éviter des effets négatifs sur la faune du sol et une éventuelle pollution des eaux souterraines (Sucia *et al.*, 2015).

En ce qui concerne l'analyse des tendances de la teneur en HAP dans les matrices contrôlées par l'AFSCA, seuls les résultats de la somme des HAP pertinents pour ce type de matrice sont pris en compte, ainsi que les résultats pour le BaP, bien que la base de données contienne également des résultats pour d'autres HAP individuels (annexe 2).

4.2.1. Denrées alimentaires

Le teneur en HAP dans les denrées alimentaires est contrôlée en recherchant 4 HAP spécifiques (« HAP4 »), à savoir le BaP, le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène et le chrysène. Selon la denrée alimentaire, la teneur maximale autorisée varie entre 1,0 et 50 µg/kg de poids frais pour le la

⁴ https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/MEMO_16_826 ; European Commission (2016)

⁵ Somme de naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène et benzo[ghi]pérylène (European Commission, 2016)

somme des HAP4, où le BaP peut être compris entre 1 et 10 µg/kg (Règlement (CE) n° 1881/2006). Le statut de conforme/non conforme est accordé à un échantillon sur la base du résultat des deux paramètres.

Comme les résultats pour les HAP4 ne sont disponibles qu'à partir de 2012, pour l'analyse des tendances, les résultats du BaP sont également évalués à partir de 2012, bien que des résultats pour le BaP soient disponibles avant cette date. Entre 2012 et 2018, des HAP4 ont été trouvés dans 315 des 1.676 (soit 19 %) et du BaP dans 133 (soit 7 %) des 1.904 denrées alimentaires échantillonnées (annexe 2).

Dans la catégorie « produits et préparations issus de la pêche ou de l'aquaculture », on observe une baisse significative de la teneur en HAP4 ainsi qu'une diminution de la teneur en BaP ($p < 0,1$) dans le poisson. Toutefois, ces tendances à la baisse sont en partie dues à une baisse de la limite de rapportage (LOR) pour un certain nombre d'échantillons en 2017 (à savoir 0,5 µg/kg au lieu de 1 µg/kg). En outre, les HAP4 n'ont été trouvés que dans 8 % et le BaP dans 3 % des échantillons analysés. Les résultats concernent le poisson fumé, congelé et frais ainsi que le poisson à l'huile, mais à partir de 2017, seul le poisson fumé a été échantillonné. Lorsque seuls les résultats pour lesquels la base de données mentionne explicitement que le poisson est fumé (c.-à-d. que, en plus de l'environnement, le procédé de transformation est également une source possible de HAP) sont pris en compte, une diminution significative de la teneur en HAP4 est également observée ($p = 0,003$; 282 échantillons et fréquence de rapportage de 10 %).

En revanche, la fréquence de rapportage des HAP4 est relativement élevée dans les mollusques ; dans 42 % des échantillons, une teneur supérieure à la LOR a été signalée. La teneur en HAP des aliments d'origine animale n'est pas seulement déterminée par la teneur en graisses, mais aussi par le taux de biotransformation ou le potentiel métabolique. Les mollusques (par ex. les moules) ont généralement un potentiel métabolique des HAP inférieur à celui des crustacés et des poissons, et les HAP s'accumulent donc davantage dans ces organismes. Les poissons sont capables de convertir les HAP en substances plus hydrosolubles, ce qui les rend plus faciles à excréter (Bleeker & Verbruggen, 2009 ; Meador *et al.*, 1995).

On observe également une baisse significative des teneurs en HAP4 dans les herbes aromatiques séchées, les huiles végétales, le chocolat, le beurre de cacao et les compléments alimentaires (annexe 2).

Les teneurs les plus élevées en HAP4 et BaP sont signalées dans les herbes aromatiques séchées, avec 2 résultats supérieurs à 200 µg de HAP4/kg. Toutefois, seuls les résultats pour 2017 et 2018 sont disponibles pour cette catégorie de produits.

Dans une étude du Laboratoire national de référence pour les contaminants de l'environnement et de process, Sciensano-CART, réalisée dans le cadre de la validation d'une méthode d'analyse interne pour les HAP dans les herbes (Szternfeld *et al.*, 2019), 44 épices et 42 herbes séchées (86 échantillons au total) ont été échantillonnées sur le marché belge en 2019. Les premiers résultats montrent que la contamination par les HAP est très variable ; dans certains échantillons, la teneur en HAP était inférieure à la limite de détection de 0,5 µg/kg et dans un échantillon, la limite européenne était légèrement dépassée. Aucune tendance n'a été observée entre les groupes d'épices et d'herbes séchées, ni entre les différentes sous-classes d'épices/herbes séchées. Sur la base de ces résultats préliminaires, la contamination des épices et des herbes séchées par les HAP ne semble pas être un problème pour les consommateurs belges (communication Sciensano, 2020). Malgré ces résultats et bien que des teneurs en HAP4 et BaP inférieures à la LOR aient été signalées en 2018 pour la majorité des échantillons du programme de contrôle de l'AFSCA, il est recommandé de poursuivre le suivi de cette catégorie de produits comme prévue dans le programme de 2020. Toutefois, on pourrait envisager de ne pas programmer ce suivi chaque année, mais de manière tournante.

Le thé n'a été analysé qu'en 2016, mais des niveaux relativement élevés de HAP4 et de BaP ont été rapportés (entre 30 et 87 µg/kg et entre 3,6 et 18 µg/kg respectivement). La législation ne prévoit aucune teneur maximale en HAP dans le thé.

4.2.2. Eau destinée à la consommation et utilisée par les opérateurs

La législation (AR du 8 février 1999) fixe une valeur maximale pour les eaux minérales de 0,1 µg/L pour la somme des HAP benzo(*b*)fluoranthène, benzo(*k*)fluoranthène, benzo(*ghi*)pérylène, indeno(1,2,3-*cd*)pyrène, fluoranthène et BaP (« somme HAP » pour les eaux minérales). Pour les eaux autres que les eaux minérales naturelles, y compris les eaux de source, la législation (AR du 14 janvier 2002) donne une valeur maximale de 0,10 µg/L pour la somme des HAP benzo(*b*)fluoranthène, benzo(*k*)fluoranthène, benzo(*ghi*)pérylène et indeno(1,2,3-*cd*)pyrène (« somme HAP » eau) et une limite distincte plus stricte de 0,010 µg/L pour le BaP.

Pour les eaux minérales naturelles et les eaux de source, cette valeur est supposée être nulle ou bien inférieure (AR du 14 janvier 2002 ; l'AR du 8 février 1999 fixe pour de l'eau minérale, une valeur limite de 0,10 µg/L pour la somme des HAP). En outre, une valeur limite a été fixée pour le B(*a*)P de 0,01 µg/L (AR du 14 janvier 2002 ; AFSCA, 2020b).

Entre 2010 et 2018, la « somme HAP » a été analysée dans 661 échantillons d'eau utilisés par les opérateurs dans la transformation et le traitement des denrées alimentaires et 2.042 échantillons d'eau destinée à la consommation. Dans respectivement 20 (ou 3 %, principalement de l'eau de puits) et 84 échantillons (ou 4 %, principalement de l'eau minérale naturelle et de l'eau de source), une teneur en « somme HAP » supérieure à la LOR a été signalée. Le niveau le plus élevé signalé s'élevait à 23,5 ng/L pour l'eau utilisée par les opérateurs et à 28 ng/L pour l'eau destinée à la consommation. Dans la plupart des échantillons, la teneur était jusqu'à 10 fois inférieure à la valeur limite de 100 ng/L.

Outre la « somme HAP », le BaP a également été analysé entre 2010 et 2018 dans 462 échantillons d'eau utilisée par les opérateurs et dans 890 échantillons d'eau destinée à la consommation. Le BaP n'a été trouvé dans aucun échantillon d'eau utilisé par les opérateurs. Une teneur en BaP supérieure à la LOR a été trouvée dans seulement 8 (0,9 %) échantillons d'eau destinée à la consommation (principalement de l'eau minérale naturelle), la concentration la plus élevée étant de 4,5 ng/L.

Au vu des résultats, une analyse des tendances des teneurs en HAP et BaP dans l'eau n'a guère de sens.

Les HAP sont peu solubles dans l'eau, ce qui explique la faible fréquence de rapportage dans l'eau destinée à la consommation et dans l'eau utilisée par les opérateurs. En outre, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande de supprimer les HAP de l'annexe I de la Directive 98/83/CE (OMS, 2017). Sur cette base il pourrait être envisagé de ne plus inclure l'analyse des HAP dans l'eau dans le programme d'analyse.

4.2.3. Aliments pour animaux

Les HAP peuvent contaminer l'alimentation animale via les graisses, mais peuvent également se former lors de la production d'aliments pour animaux, par exemple lorsque l'herbe est séchée artificiellement (BuRo, 2019). Les HAP ne s'accumulent pas dans les tissus des animaux après l'ingestion d'aliments contaminés. La présence de HAP dans les aliments pour animaux n'est donc pas associée à une exposition directe de l'homme aux HAP via la consommation de denrées d'origine animale, mais à une éventuelle exposition à leurs métabolites (SciCom, 2014).

Jusqu'en 2014, 12 HAP (« HAP12 », à savoir acénaphthène, acénaphthylène, benzo(a)anthracène, BaP, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, chrysène, dibenzo(a,h)anthracène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, fluoranthène, phénanthrène et pyrène) ont été analysés dans les aliments pour animaux. Entre 2010 et 2014, une concentration totale de ces HAP12 supérieure à la LOR de 2,4 µg BaPeq/kg⁶ a été détectée dans 39 des 1.003 échantillons analysés, soit environ 4 %. La concentration maximale s'élevait à 26,3 µg BaPeq/kg.

Après 2014, seuls les HAP4 seront analysés sur recommandation du Comité scientifique (SciCom, 2014). Toutefois, un groupe plus important de HAP est toujours analysé lorsqu'il faut rechercher l'origine de la contamination (afin d'établir le profil des congénères de HAP).

Aucune limite maximale de BaP ou PAH4 n'a été fixée pour l'alimentation animale. L'AFSCA applique toutefois une limite d'action de 150 µg/kg pour les HAP4. Outre cette limite d'action, elle applique également un seuil d'action de 50 µg/kg. Ce seuil d'action vise à attirer l'attention des gestionnaires de risques sur la nécessité d'enquêter sur la source de la contamination et/ou de vérifier le processus (AFSCA, 2020a).

En 2018, des teneurs en HAP4 supérieures à la limite d'action de 150 µg/kg ont été détectées dans seulement 3 échantillons provenant de luzerne séchée artificiellement (c.-à-d. la catégorie des matières premières - fourrage (grossier)). Cependant, dans deux de ces échantillons, le niveau était de 4 à 6 fois supérieur à cette limite d'action de 150 µg/kg. Le seuil d'action de 50 µg/kg a été dépassé dans un échantillon de fourrage (grossier) séché artificiellement (sans autre précision).

Entre 2014 et 2018, des HAP4 ont été trouvés dans 198 (ou 19 %) des 1.064 échantillons analysés (différentes valeurs LOR entre 0,5 et 5 µg/kg). En ce qui concerne les tendances possibles, une diminution de la teneur en HAP4 n'est observée que dans les aliments composés pour animaux, et principalement dans les aliments complémentaires pour animaux ($p < 0,1$) (annexe 2).

En ce qui concerne la teneur en BaP des aliments pour animaux, 2.064 résultats sont disponibles pour la période 2010-2018, mais une teneur en BaP supérieure à la LOR a été rapportée pour seulement 143 échantillons (ou 7 %). Il semble y avoir une augmentation de la teneur en BaP dans les aliments pour animaux. Cependant, cette augmentation doit être relativisée en raison de la faible fréquence de rapportage du BaP. En outre, en 2016 et 2017, des LOR plus élevées ont été appliquées à un certain nombre d'échantillons.

Actuellement, la plupart des analyses de HAP4 sont programmées pour les matières premières céréalières (produits et sous-produits). Cependant, seuls 8 (ou 3 %) des 243 échantillons de céréales contenaient des teneurs en HAP4 inférieures à 6 µg/kg. Sur la base des résultats disponibles, il semble plus judicieux d'affecter une partie de ces analyses aux fourrages (grossier) séchés artificiellement.

4.3. Substances poly- et perfluoroalkyliques

Les substances poly- et perfluoroalkyliques (PFAS) regroupent des substances de composés partiellement (poly-) ou entièrement (per-) fluorés. Il existe des centaines de substances connues possédant des structures chimiques différentes, y compris les acides perfluorosulfoniques et perfluorocarboniques, les fluorotélomères et les polymères fluorés. Les PFAS les plus connus sont le sulfonate de perfluorooctane (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (PFOA). Les PFAS sont notamment utilisées pour rendre les matériaux hydrofuges, anti-salissures et oléofuges, et possèdent un large éventail d'applications telles que le traitement de surface des textiles, les mousses anti-incendie, les polymères (par exemple le téflon), les adhésifs, le traitement de surface des ustensiles de cuisine (par

⁶ BaPeq = la concentration totale de HAP12 exprimée en équivalents toxiques par rapport au benzo(a)pyrène

ex. le téflon), et les détergents. En raison de leur chaîne alkyle hydrophobe et de leurs têtes hydrophiles, les PFAS se comportent comme des substances tensioactives dans l'environnement.

Certaines PFAS, comme le PFOA et le PFOS, l'acide perfluoronanoïque (PFNA) et le sulfonate de perfluorohexane (PFHxS), ne se dégradent pas dans l'environnement ou dans le corps humain et peuvent s'accumuler au fil du temps. Les PFAS se transfèrent du sol aux plantes et des aliments pour animaux aux denrées alimentaires d'origine animale, comme le lait, les œufs et la viande, avec des différences nettes entre les différents types de PFAS (par ex. les composés à chaîne courte par rapport aux composés à chaîne longue, le groupe fonctionnel) (EFSA, 2020). De ce fait, il y a des indications que les PFAS à chaîne courte sont plus facilement absorbés par les fruits et légumes à feuilles. Les PFAS à chaîne courte se trouvent dans l'eau en raison de leur solubilité et de leur mobilité relativement élevées. Comme elles sont de plus en plus utilisées comme substituts de substances à longue chaîne, leur volume de production augmente. Toutefois, la demi-vie estimée pour les PFAS à chaîne courte, comme l'acide perfluorobutanoïque (PFBA), l'acide perfluorobutanesulfonique (PFBS) et l'acide perfluorooxohexanoïque (PFHxA), va de quelques jours à environ un mois, alors que pour les substances à longue chaîne perfluoralkylée, comme le PFOA, le PFNA, l'acide perfluorodécanoïque (PFDA), le PFHxS et le PFOS, la demi-vie peut être de plusieurs années (EFSA, 2020).

Contrairement aux POP lipophiles, tels que les dioxines et les PCB, le potentiel de bioaccumulation des PFAS n'est pas reflété par le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}), mais la partition en protéines sériques est probablement l'un des facteurs déterminants (EFSA, 2020 & 2018). En d'autres termes, le PFOS et le PFOA ne s'accumulent pas dans les graisses, mais se lient plutôt aux protéines dans le sang et le foie. Sur la base des associations entre les taux sanguins et divers effets sur la santé observés dans les études sur l'homme, on identifie les effets potentiellement critiques suivants lors d'une exposition au PFOA et au PFOS : (i) des taux élevés de cholestérol total et de cholestérol LDL, qui est un facteur de risque de maladie cardiovasculaire, (ii) des taux élevés d'alanine aminotransférase (ALT), indiquant des effets sur les cellules du foie, (iii) un poids à la naissance réduit, et (iv) des effets sur le système immunitaire, induisant une faible production d'anticorps en réponse à une vaccination. Pour le PFOS et le PFOA, aucune preuve d'un mode d'action génotoxique direct n'a été trouvée. Pour les autres PFAS, le nombre d'études et de données est limité, mais compte tenu de la similarité structurelle entre le PFHxS et le PFOS, et entre le PFNA et le PFOA, aucun mode d'action génotoxique direct ne semble vraisemblable pour ces PFAS. Il existe des indications de cancérogénicité dans des études sur les animaux, mais la cancérogénicité probable du PFOA et du PFOS chez l'homme n'est confirmée dans aucune étude épidémiologique (EFSA, 2020).

L'exposition humaine aux PFAS a lieu de différentes manières, par exemple par les cosmétiques, mais aussi par l'alimentation. Les PFAS peuvent pénétrer dans les aliments par le biais de sols et d'eau contaminés utilisés pour les cultures, par la concentration de ces substances à laquelle les animaux sont exposés par leurs aliments et leur eau, par la migration à partir des emballages alimentaires ou des équipements de transformation des denrées alimentaires contenant des PFAS.

Pour les PFAS les plus réglementées, comme le PFOA et le PFOS, une diminution constante a été observée au cours des 10 à 20 dernières années en Europe (y compris en Belgique). Malgré la diminution des teneurs dans le temps, 77 % des 205 adultes étudiés en Flandre en 2014 présentaient des niveaux sériques supérieurs à la valeur HBM-I de 5 mg/L pour le PFOS et de 2 mg/L pour le PFOA (Colles *et al.*, 2020).

Dans le programme de contrôle de l'AFSCA, des résultats sont disponibles concernant les PFAS dans les aliments et dans l'eau. Cependant, le transfert des PFAS du sol aux plantes et la bioamplification des PFAS dans la chaîne alimentaire ne sont pas seulement pertinents pour les denrées alimentaires, mais aussi pour les aliments pour animaux. Or, il n'existe pas de limites légales pour les PFAS dans les

aliments pour animaux et on dispose de peu d'informations sur la présence de ces substances dans les aliments pour animaux. La contamination des aliments pour animaux posera probablement un problème dans les cas où les animaux sont nourris en plein air ou dans les cas où les animaux sont nourris avec des cultures provenant de sites contaminés (comme le maïs et l'herbe). La farine de poisson contenue dans des aliments composés pour animaux peut également contribuer à l'exposition (van der Fels-Klerx *et al.*, 2019). Toutefois, pour estimer la priorité des analyses de PFAS dans l'aliments pour animaux, il faut disposer de plus de données. Sur la base des informations actuelles et dans le cadre d'un plan de contrôle visant à surveiller l'ensemble de la chaîne alimentaire, la programmation des analyses des PFAS dans les aliments pour animaux semble pour l'instant moins importante.

4.3.1. Denrées alimentaires

Le projet européen PERFOOD (2009-2012) ⁷ montre que les fruits de mer, le poisson, le foie de bœuf, la viande de porc et de bœuf, et les œufs de poule sont plus contaminés par des PFOS que les autres denrées alimentaires. Les résultats ont également montré une influence de la présence de sites de production industrielle de PFAS sur les niveaux dans les aliments. Un tel lien a également été démontré dans une étude néerlandaise plus récente sur les niveaux de PFAS dans des poissons, des mollusques et des crustacés sauvages et d'élevage (Zafeiraki *et al.*, 2019). Dans cette étude, la teneur en PFAS s'est avérée être la plus élevée chez l'anguille, suivie par les bivalves et les crustacés > les poissons marins > les poissons d'élevage.

Le tableau ci-dessous (Tableau 2) donne un aperçu des résultats sur la teneur en PFAS des denrées alimentaires disponibles dans la base de données de l'AFSCA pour la période 2010-2018. Étant donné la faible fréquence de rapportage des PFAS analysées dans les denrées alimentaires, l'analyse des tendances est peu utile.

Il n'existe aucune limite maximale européenne pour les PFAS dans les denrées alimentaires. L'AFSCA applique les limites d'action suivantes pour le PFOA et le PFOS (AFSCA, 2020a ; SciCom, 2017) :

- PFOS : 50 µg/kg de viande, 6 µg/kg de lait, 100 µg/kg d'œufs et 150 µg/kg de poisson ; et
- PFOA : 500 µg/kg de viande, 60 µg/kg de lait, 1000 µg/kg d'œufs et 1500 µg/kg de poisson.

Les concentrations les plus élevées de PFOS et de PFOA ont été relevées dans les produits et préparations issus de la pêche et de l'aquaculture, c'est-à-dire respectivement dans les crustacés et les poissons marins, et sont bien inférieures à la limite d'action.

Tableau 2. Aperçu des résultats disponibles dans la base de données de l'AFSCA pour les PFAS dans les denrées alimentaires

Paramètre	période	# résultats		Concentration maximale rapportée
		Total	> LOR ⁽¹⁾	
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	2010-2018	341	9 ^(a)	18 µg/kg
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)		341	2 ^(a)	85 µg/kg
Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)	2010-2016	309	0	< 5 µg/kg
Perfluorooctane sulfonamide (PFOSA)		309	2 ^(a)	13 µg/kg
Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS)		309	0	< 5 µg/kg
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)		309	1 ^(a)	28 µg/kg
Acide perfluoroheptanoïque (PFHxpA)		309	1 ^(a)	16 µg/kg
Acide perfluoronanoïque (PFNA)		309	0	< 5 µg/kg
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)		309	1 ^(a)	15 µg/kg

⁷ <https://cordis.europa.eu/project/id/227525/reporting>

Acide perfluoroundécanoïque(PFUnDA)		309	0	< 5 µg/kg
Acide perfluorododécanoïque (PFDoDA)		309	1 ^(a)	8,2 µg/kg
Somme des PFAS (c.-à-d. profil des différentes PFAS)		309	22 ^(b)	165 µg/kg

⁽¹⁾ En général, la LOR s'élève à 5 µg/kg, à l'exception du perfluorooctane sulfonamide et de l'acide perfluorohexanoïque, pour lesquels également une LOR de 10 µg/kg est indiquée, et de la somme des PFAS pour laquelle une LOR de 65 µg/kg est indiquée.

^(a) détection dans les produits et préparations issus de la pêche ou de l'aquaculture ; ^(b) détection dans les produits et préparations issus de la pêche ou de l'aquaculture, mais aussi dans les œufs, le lait et la viande

Depuis 2017, seules des analyses du PFOA et du PFOS sont encore effectuées dans les denrées alimentaires. Le score attribué à l'effet nocif de ces contaminants dans le cadre de l'approche basée sur le risque pour la programmation des analyses (Maudoux *et al.*, 2006) est passé de 2 à 3 à la suite d'une réduction de la DHT pour le PFOA et le PFOS à 6 ng/kg pc et 13 ng/kg pc respectivement (EFSA, 2018b). Par conséquent, le nombre d'analyses programmées pour 2020 est supérieur à celui de 2017. Les analyses programmées concernent principalement la viande, le poisson et les crustacés, mais aussi les œufs et le lait.

Kowalczyk *et al.* (2013) ont étudié le transfert de l'acide perfluorobutane sulfonique (PFBS), du PFHxS, du PFOS et du PFOA depuis les aliments pour animaux vers les vaches laitières. Environ 14 % du PFOS ingéré par les vaches via les aliments a été excrété dans le lait. Le transfert estimé de PFHxS dans le lait était de 2,5 %, de seulement 0,1 % pour le PFOA et de 0,01 % pour le PFBS. Le PFOS a également montré le potentiel d'accumulation le plus élevé dans les tissus examinés chez les vaches (environ 18 % et 43 % de la dose ingérée dans le foie et les muscles, respectivement). Le potentiel d'accumulation du PFHxS était beaucoup plus faible (0,6 et 9 % respectivement), et négligeable pour le PFBS et le PFOA. Les chaînes plus courtes ne s'accumulent pas, mais seraient excrétées dans l'urine. La demi-vie pour l'élimination du PFOS dans le lait serait de 56 jours (van der Fels-Klerx *et al.*, 2019).

En ce qui concerne les œufs, une étude néerlandaise a montré que les concentrations de PFAS dans les œufs de poules de particuliers étaient dix fois plus élevées que dans les œufs commerciaux (en libre parcours, en plein air et biologiques, $n = 73$) en raison du comportement de recherche de nourriture des poules (ingestion de sol contaminé). Cependant, les concentrations dans les œufs d'éleveurs amateurs étaient tellement faibles que l'exposition via la consommation de ces œufs ne dépassait pas la dose journalière tolérable (BuRO, 2019 ; van der Fels-Klerx *et al.*, 2019).

Enfin, en ce qui concerne les poissons, il est à noter que les poissons d'élevage peuvent également contenir des PFAS par transfert à partir de l'alimentation. Les chaînes longues sont absorbées dans le poisson de manière plus efficace que les chaînes courtes et l'accumulation se fait principalement dans les organes (foie) et, dans une moindre mesure, dans le filet (van der Fels-Klerx *et al.*, 2019). Une étude a montré que les concentrations de PFOS dans les poissons marins étaient inférieures d'un facteur 10 à celles des poissons d'eau douce (Berger *et al.*, 2004). Le PFOA s'accumule également dans les poissons, mais dans une moindre mesure que le PFOS (EFSA, 2020).

Récemment, l'EFSA a réévalué les risques sanitaires de l'exposition aux PFAS (EFSA, 2020). Cette évaluation tient non seulement compte de l'exposition au PFOA et au PFOS, mais aussi de l'exposition combinée à différentes PFAS. Une DHT de groupe unique de 8 ng/kg pc par semaine est proposée pour la somme du PFOA, du PFOS, du PFNA et du PFHxS en fonction des effets sur le système immunitaire. Ces quatre PFAS sont actuellement les plus grands contributeurs aux taux sanguins de PFAS mesurés chez l'homme. Ils présentent les mêmes propriétés toxicocinétiques, une accumulation similaire et de longues demi-vies chez l'homme (EFSA, 2020). Sur ces quatre PFAS, le PFOA semble être généralement responsable d'environ 20 % des expositions, le PFOS de 66 %, le PFNA de 4 % et le PFHxS de 10 %.

Le poisson, les fruits et les produits à base de fruits, ainsi que les œufs et les ovoproduits semblent être les principaux facteurs d'exposition des consommateurs européens à ces quatre contaminants. En outre, les légumes et leurs produits dérivés, ainsi que l'eau potable semblent également contribuer de manière importante à l'exposition au PFOA (EFSA, 2020). En termes de concentrations, des teneurs élevées en PFOS et PFOA ($> 10 \mu\text{g}/\text{kg}$) sont signalées dans les abats comestibles du gibier, et des teneurs élevées en PFOS sont signalées dans les espèces de poissons telles que la sardine, le loup de mer, l'anguille, la perche, la carpe et la daurade (EFSA, 2020).

Étant donné la faible fréquence de rapportage du PFOS et du PFOA dans les aliments échantillonnés entre 2010 et 2018, on pourrait envisager de ne pas programmer ces analyses chaque année, mais plutôt de les programmer par rotation. Sur la base de la littérature et des résultats des contrôles, le poisson, mais aussi les mollusques et les crustacés semblent être les matrices les plus pertinentes.

4.3.2. Eau utilisée par des opérateurs

Les PFAS mentionnées dans le Tableau 2 ont également été analysées entre 2010 et 2012 dans 32 échantillons d'eau utilisée par les opérateurs dans le cadre de la transformation et du traitement des aliments. Le PFOA ($0,07 \mu\text{g}/\text{L}$), le PFBS ($0,04 \mu\text{g}/\text{L}$), le PFHxA ($0,03 \mu\text{g}/\text{L}$) et la somme des PFAS ($0,14 \mu\text{g}/\text{kg}$) ont été mesurés dans un seul échantillon d'eau de surface. Ces analyses des PFAS de l'eau ne sont plus incluses dans le programme d'analyse. Le programme d'analyse ne comprend pas non plus d'analyse des PFAS dans l'eau destinée à la consommation.

En raison de leur forte persistance, de leur faible adsorption au sol et de leur solubilité relativement élevée dans l'eau, le PFOS et la PFOA peuvent être transportés sur de longues distances sous forme d'aérosols, mais également via les courants marins (EFSA, 2018; Expertisecentrum PFAS, 2018). Les PFAS présents dans l'eau potable ou dans l'eau utilisée pour la préparation des aliments peuvent contribuer de manière importante à l'exposition aux PFAS (EFSA, 2020). Les sources (ponctuelles) possibles de PFAS dans les eaux souterraines sont les décharges et les mousses hydrofuges infiltrées, qui sont utilisées dans les formations de lutte contre l'incendie. Les fuites dans les tuyaux d'égout et l'infiltration des eaux de surface urbaines sont des sources diffuses potentielles. L'eau de pluie, qui contient des PFAS par absorption de PFAS ou de précurseurs en suspension dans l'air, peut également influencer la concentration de PFAS dans les eaux souterraines (Eschauzier *et al.*, 2013).

Bien que l'utilisation des PFOS ait été interdite dans l'UE (Directive 2006/122/CE⁸) et que le PFOS et le PFOA aient été progressivement éliminés par les principaux fabricants, il existe toujours un héritage historique de ces substances. Le Comité estime que la surveillance des PFAS dans l'eau est utile. En outre, l'OMS recommande d'inclure le PFOA/le PFOS comme paramètres à contrôler dans l'annexe I, partie B, de la Directive 98/83/CE (OMS, 2017). Cependant, des valeurs limites ne sont pas encore disponibles, mais sont en cours de discussion au niveau européen. Par exemple, une valeur seuil de $0,1 \mu\text{g}/\text{L}$ pour les PFAS individuels (y compris le PFOS et le PFOA) et de $0,5 \mu\text{g}/\text{L}$ pour le total des PFOS aurait été proposée au niveau européen pour l'eau potable en 2018 (Expertisecentrum PFAS, 2018).

On peut également se référer aux valeurs indicatives pour l'eau potable (TW_{LW} ou "Trinkwasser-Leitwerten") et aux valeurs d'orientation en termes de santé (GOW ou "Gesundheitlichen Orientierungswerten") qui ont été établies pour un certain nombre de PFAS en 2017 par la Commission allemande de biosurveillance humaine (Bundesgesundheitsblatt, 2017) (Tableau 3) ou au document de synthèse du centre d'expertise néerlandais sur les PFAS qui donne un aperçu des valeurs de seuil

⁸ Directive 2006/122/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2006 portant trentième modification de la directive 76/769/CEE du Conseil concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses

pour des diverses PFAS appliquées dans le monde entier pour l'eau potable et les eaux souterraines et des valeurs limites de risque pour le PFOS et le PFOA dans les eaux de surface et les eaux souterraines dérivées par l'Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement (RIVM) (Expertisecentrum PFAS, 2018).

Tableau 3. Valeurs indicatives pour l'eau potable (TW_{LW} ou "Trinkwasser-Leitwerten") et valeurs d'orientation en termes de santé (GOW ou "Gesundheitlichen Orientierungswerten") établies par la Commission allemande de biosurveillance humaine (Bundesgesundheitsblatt, 2017)

	TW _{LW} (µg/L)	GOW (µg/L)
Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	10	-
Acide perfluoroheptanoïque (PFPeA)	-	3,0
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	6	-
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)	-	0,3
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	0,1	-
Acide perfluoronanoïque (PFNA)	0,06	-
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	-	0,1
Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)	6	-
Sulfonate de perfluorohexane (PFHxS)	0,1	-
Perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)	-	0,3
Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	0,1	-
Sulfonate de 1H,1H,2H,2H-perfluorooctane (H4PFOS)	-	0,1
Perfluorooctane sulfonamide (PFOSA)	-	0,1

4.4. Retardateurs de flamme halogénés

Les retardateurs de flammes regroupent des composés chimiques divers qui sont ajoutés à une grande variété de produits, notamment des plastiques, polymères, textiles, matériaux de construction et équipements électriques et électroniques, pour les rendre moins inflammables. Il existe actuellement quatre grands groupes de retardateurs de flamme sur le marché : les composés inorganiques, les composés organiques halogénés, les composés organophosphorés et les composés azotés. Les retardateurs de flamme bromés (RFB ; un sous-groupe de la classe des organohalogénés) sont actuellement les plus utilisés en raison de leur faible coût et de leurs hautes performances. Les principaux RFB sont les polybromodiphényléthers (PBDE), les hexabromocyclododécane (HBCDD), le tétrabromobisphénol A (TBBPA) et les phénols bromés (BrPh).

Les polybromodiphényléthers (PBDE) sont constitués de deux groupes phényles bromés reliés par un atome d'oxygène. Au total, on dénombre 209 congénères PBDE qui diffèrent par le nombre et la position des atomes de brome sur les deux groupes phényles. Selon le nombre d'atomes de brome, les PBDE sont utilisés pour diverses applications, notamment dans les tissus, les meubles et l'électronique. Les PBDE ont principalement des effets toxiques sur la thyroïde, le foie, le système reproducteur et le système nerveux. Des études génotoxiques indiquent que les PBDE ne provoquent pas immédiatement de mutations génétiques, mais peuvent causer des dommages à l'ADN par induction de composés oxygénés réactifs (EFSA, 2011a).

Sur les 209 congénères possibles des PBDE, 13 sont présents dans l'environnement, car ils étaient les principaux additifs des trois principaux mélanges commerciaux nommés d'après leur teneur moyenne en brome total, à savoir le penta-BDE, l'octa-BDE et le déca-BDE. Bien que ces mélanges commerciaux

ne puissent plus être utilisés en Europe, on les trouve encore dans l'environnement en raison de leur résistance à la chaleur, à la lumière et à l'oxydation. Cependant, la dernière campagne de biosurveillance humaine du Steunpunt Milieu & Gezondheid (2020) en Flandre montre que seuls quelques PBDE sont mesurables dans les échantillons sanguins des jeunes (à savoir les congénères BDE-47, BDE-99, BDE-153, BDE-154) et que le pourcentage de participants présentant un niveau mesurable de BDE-153 a diminué au fil du temps. En revanche, des métabolites de la nouvelle génération de retardateurs de flamme organophosphorés ont été détectés dans l'urine de presque tous les jeunes.

L'hexabromocyclododécane (HBCDD) est un hydrocarbure macrocyclique bromé composé de 12 atomes de carbone et de plusieurs structures spatiales ou stéréo-isomères. Les principaux isomères stéréo HBCDD sont α -HBCDD, β -HBCDD et γ -HBCDD. Le HBCDD est principalement utilisé dans le polystyrène. Les câbles dans les bâtiments et les maisons, et la mousse d'isolation sont les principales applications finales. L'HBCDD est également utilisé dans les textiles, l'électronique et les appareils électriques (EFSA 2011b).

L'HBCDD a une faible toxicité aiguë et ne serait ni génotoxique ni cancérigène. Les principaux organes cibles de la toxicité de l'HBCDD sont le foie, la thyroïde et le système reproducteur, nerveux et immunitaire (EFSA, 2011b).

Le tétrabromobisphénol A (TBBPA) est synthétisé par bromation des groupes phényles du bisphénol A. Il est principalement utilisé comme retardateur de flamme « réactif », c'est-à-dire qui se lie par liaison covalente aux résines époxyde et polycarbonate auxquelles il est ajouté. En outre, le TBBPA est également utilisé comme retardateur de flamme additif dans la fabrication de résines de l'acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS), de polystyrène à fort impact (HIPS) et de résines phénoliques. Les dérivés du TBBPA peuvent être utilisés comme intermédiaires réactifs ou additifs dans la production de polymères (EFSA, 2011c).

Le principal organe cible des effets indésirables du TBBPA est le système hormonal thyroïdien. Le TBBPA n'est pas génotoxique et il n'y a pas de preuve que le TBBPA soit cancérigène (EFSA, 2011c).

L'exposition nutritionnelle au TBBPA est, pour autant que l'on sache, faible et ne serait pas préoccupante pour la santé en Europe (EFSA, 2011c).

Les phénols bromés (BrPhs), tels que le 2,4-dibromophénol et le 2,4,6-tribromophénol (2,4,6-TBP), et leurs dérivés sont utilisés comme retardateurs de flamme réactifs et additifs dans une large gamme de résines et de polymères de polyester. Certaines des BrPhs produites commercialement sont également présentes naturellement dans l'environnement marin (EFSA, 2012)

Les données toxicologiques sont limitées et concernent principalement le 2,4,6-TBP. Dans un certain nombre d'études de toxicité à court terme chez les rats, le foie et les reins se sont avérés être les principaux organes cibles. Des études de toxicité sur la reproduction et le développement chez les rats ont indiqué une réduction de la survie et du poids des jeunes à des doses élevées. Les tests de l'effet sur le matériel héréditaire ont donné un résultat positif pour l'induction d'aberrations chromosomiques pour le 2,4,6-TBP, mais le 2,4,6-TBP n'induisait pas de mutations géniques dans les cellules bactériennes ni d'augmentation du micronoyau de la moelle osseuse *in vivo*. Des données sur la cancérogénicité sont manquantes (EFSA 2012).

Malgré la quantité limitée de données, il semble peu probable que l'exposition alimentaire au 2,4,6-TBP entraîne un risque pour la santé en Europe (EFSA, 2012).

L'utilisation de certains RFB a été restreinte ou interdite en Europe. Toutefois, en raison de leur persistance dans l'environnement, ils peuvent encore présenter un risque pour la santé publique. Les produits contenant des RFB peuvent les lixivier dans l'environnement et polluer l'air, le sol et l'eau. Ces contaminants peuvent entrer dans la chaîne alimentaire, principalement dans les aliments d'origine animale, tels que le poisson, la viande, le lait et les produits dérivés. L'Autorité européenne de sécurité

des aliments EFSA a déjà émis un certain nombre d'avis concernant les RFB⁹ et prépare actuellement un avis actualisé sur les RFB émergents et nouveaux (EFSA-Q-2018-00436).

Poma *et al.* (2018) ont étudié la présence de retardateurs de flamme halogénés, y compris les PBDE, les HBCDD, le TBBPA, les BrPh, et les retardateurs de flamme émergents dans un certain nombre de produits alimentaires belges. Au total, 183 échantillons composites d'aliments ont été analysés. Les analyses ont montré que 72 % des échantillons étaient, dans une certaine mesure, contaminés par des retardateurs de flamme. Le plus grand nombre d'échantillons contaminés a été observé dans les groupes « poisson et produits à base de poisson » ($n = 61$), « viande et produits à base de viande » ($n = 35$), et « pommes de terre et produits dérivés » ($n = 4$), tandis que le groupe le moins contaminé était celui des « aliments pour nourrissons et enfants en bas âge » ($n = 18$). La teneur totale en retardateurs de flamme varie d'inférieure à la limite de quantification à 35,4 ng/g de produit, avec une teneur moyenne de 1,2 ng/g de produit et une teneur médiane de 0,25 ng/g de produit. Les échantillons présentant la plus forte teneur totale en retardateurs de flamme étaient des conserves de crabe royal, du maquereau frais, de l'emmental, de l'anguille fraîche et de la plie. Les retardateurs de flamme les plus couramment détectés étaient les PBDE et les BrPh, qui étaient présents dans presque tous les groupes d'aliments. Parmi les retardateurs de flamme individuels, les composés les plus courants sont les bromodiphényléthers BDE-47 (53 %) et BDE-209 (46 %), et le 246-tribromophénol (40 %). Le TBBPA, le déchlorane plus, le tétrabromophtalate et le γ -hexabromocyclododécane ont été détectés à une fréquence inférieure à 5 %. Le tétrabromobisphénol S, le 26-dibromophénol, l'hexabromobenzène, le 2,3,4,5-tétrabromobenzoate de 2-éthylhexyle et le bis-tribromophénoxyéthane n'ont été détectés dans aucun des échantillons analysés.

Le programme d'analyse pour 2017 et 2020 comprend uniquement des analyses des PBDE et des HBCDD dans les denrées alimentaires. Il n'existe aucune norme européenne pour la présence de ces substances dans les denrées alimentaires. L'AFSCA applique une limite d'action pour les PBDE et les HBCDD dans un certain nombre de denrées alimentaires (AFSCA, 2020a ; SciCom, 2017 ; voir Tableau 4 et Tableau 5).

Il y a peu d'information sur la présence de retardateurs de flamme dans les aliments pour animaux, mais un transfert vers des produits animaux est possible. Les RFB sont liposolubles et se trouvent en particulier dans les produits animaux dérivés d'organismes aquatiques. Ainsi, ils peuvent être présents, par exemple, dans l'huile de poisson utilisée dans les aliments pour animaux, mais aussi dans les graisses et les protéines, bien qu'à des niveaux inférieurs (van der Fels-Klerx *et al.*, 2019). Toutefois, pour estimer la priorité des analyses de RFB dans les aliments pour animaux, il faut disposer de plus de données. Sur la base des informations actuelles et dans le cadre d'un plan de contrôle visant à surveiller l'ensemble de la chaîne alimentaire, la programmation des analyses des RFB dans les aliments pour animaux semble pour l'instant moins importante.

Étant donné le caractère lipophile des RFB, des analyses de l'eau semblent peu utiles.

4.4.1. Denrées alimentaires

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Pour l'évaluation de l'exposition aux PBDE, l'EFSA a examiné les résultats recueillis entre 2009 et 2011 par 11 États membres pour les catégories de denrées alimentaires suivantes : poissons et autres fruits de mer (y compris les amphibiens, les reptiles, les escargots et les insectes), viande et produits carnés, graisses et huiles animales et végétales, lait et produits laitiers, œufs et ovoproduits, produits destinés

⁹ <https://www.efsa.europa.eu/fr/topics/topic/brominated-flame-retardants>

à une alimentation particulière et aliments pour nourrissons et enfants en bas âge (EFSA, 2011a). Sur la base de la composition des mélanges techniques de PBDE, de leur présence dans l'environnement et dans les denrées alimentaires, les congénères BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 et -209 ont été considérés comme les plus pertinents pour l'évaluation de l'exposition alimentaire aux PBDE.

La teneur en BDE-209 était la plus élevée dans presque toutes les catégories de denrées alimentaires, sauf dans les catégories poisson et autres fruits de mer et aliments pour nourrissons et jeunes enfants, où des niveaux supérieurs du congénère BDE-47 ont été signalés. Les résultats pour la catégorie poissons et autres fruits de mer ont indiqué une relation entre la teneur en PBDE et la teneur en matière grasse du poisson.

L'exposition alimentaire européenne aux congénères BDE-47, -153 et -209 n'a pas été jugée préoccupante pour la santé. L'exposition au BDE-99 a soulevé quelques inquiétudes, en particulier pour les jeunes enfants (1-3 ans). Une évaluation des risques des congénères restants n'a pas été réalisée en raison de données insuffisantes sur leur toxicité (EFSA, 2011a).

En ce qui concerne les données belges, les catégories poissons et fruits de mer, produits carnés, fromage, beurre, œufs et restauration rapide ont été échantillonnés sur le marché belge en 2005. L'étude de marché ne portait pas sur le lait, les huiles végétales, les fruits ou les légumes. La dose quotidienne moyenne totale de PBDE ingérée par l'alimentation a été estimée entre 23 et 48 ng. Le poisson a contribué le plus à l'apport (39 %), suivi par les produits carnés (30 %). En termes de concentration, le poisson s'est avéré contenir la plus forte concentration totale moyenne de PBDE (somme des BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154 et -183 ; 460 pg/g), suivi par les produits laitiers et les œufs (260 pg/g), la restauration rapide (86 pg/g) et les produits carnés (70 pg/g). La concentration totale la plus élevée de PBDE a été trouvée dans un filet de saumon frais (2360 pg/g), tandis que les niveaux dans le steak et la poitrine de poulet étaient les plus faibles de toutes les denrées alimentaires analysées (Voorspoels *et al.*, 2007).

Pour la période 2010-2018, la base de données de l'AFSCA contient à la fois les résultats de la somme des polybromodiphényléthers (« somme PBDE ») et des PBDE spécifiques analysés dans le profil « somme PBDE » (c.-à-d. BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183, -197, -207, -209).

Pour la « somme PBDE », 336 résultats sont disponibles, dont 110 (ou 33 %) sont supérieurs à la LOR. Le Tableau 4 donne un aperçu des résultats combinés à la limite d'action appliquée pour les PBDE dans la denrée alimentaire concernée.

Cependant, l'interprétation des résultats est compliquée par le fait que le résultat est parfois présenté comme une dispersion des LOR (par exemple « < 348-377 pg/g de produit »), que plusieurs valeurs LOR sont données pour un même type de denrée alimentaire, que les teneurs signalées peuvent être inférieures aux valeurs LOR données, et que les unités de rapportages diffèrent de celles utilisées pour les limites d'action (par ex. teneur dans le poisson et les aliments pour bébés exprimée par rapport à la graisse).

Bien que relativement peu de résultats soient disponibles sur une période de 8 ans, le nombre d'échantillons avec un résultat supérieur à la LOR semble assez faible, à l'exception du poisson, des compléments alimentaires et des œufs. En outre, il semble qu'il y ait encore une grande marge entre les teneurs signalées et les limites d'action appliquées, à l'exception d'un échantillon de poisson pour lequel une teneur de 634 ng/g de produit a été rapportée.

Tableau 4. Aperçu des résultats disponibles dans la base de données de l'AFSCA pour les PBDE dans les denrées alimentaires (2010-2018)⁽¹⁾

	Limite d'action ⁽²⁾	# résultats	
		Total	< LOR ⁽³⁾
Fromage	40 ng/g de graisse	35	27 (77%)
Lait	30 ng/g de graisse	16	14 (88%)
Beurre	60 ng/g de graisse	40	30 (75%)
Œufs	200 ng/g de graisse	37	17 (46%)
Huile végétale	60 ng/g de graisse	59	52 (88%)
Viande, préparations et produits carnés (saucisse, jambon, ...)	80 ng/g de graisse	54	39 (72%)
Compléments alimentaires (à base d'huile de poisson)	100 ng/g de graisse	18	7 (39%)
Alimentation pour nourrissons	0,7 ng/kg de produit frais	43	31 (72%)
Poisson	30 ng/kg de produit frais	34	9 (26%)

⁽¹⁾ Somme des BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183, -197, -207, -209

⁽²⁾ AFSCA (2020) ; SciCom (2017a) ; Dans le cas des aliments pour bébés et du poisson, les limites d'action sont exprimées en ng/g de produit frais par analogie avec la législation sur les dioxines et les PCB.

⁽³⁾ Dans la plupart des cas, une LOR d'environ 4,5 ng/g de graisse est indiquée (pour les aliments pour nourrissons et le poisson, la LOR est souvent inférieure à 1 ng/g de produit). Cependant, il arrive que des LOR plus élevées ou une dispersion des LOR soient signalées et qu'un résultat signalé soit inférieur à la LOR de 4,5 ng/g de graisse.

En raison de leur caractère lipophile, les PBDE se trouvent principalement dans les aliments riches en matières grasses d'origine animale, tels que la viande, le poisson et les produits laitiers. Comme les PBDE sont peu hydrosolubles, leur absorption par les plantes à partir du sol est faible, ce qui entraîne une faible contamination des aliments d'origine végétale. Le programme d'analyse actuel prévoit des analyses de PBDE pour toutes les denrées alimentaires énumérées dans le Tableau 4. La plupart des analyses se concentrent sur le poisson et sur la viande et les produits carnés (respectivement 30 % et 25 % des analyses programmées).

Hexabromocyclododécanes (HBCDD)

Sur la base d'une analyse des données relatives à la présence de HBCDD dans les denrées alimentaires et de la composition des mélanges techniques de HBCDD, l'EFSA a principalement axé son évaluation des risques d'exposition alimentaire des consommateurs à l'HBCDD sur les groupes d'aliments « œufs et ovoproduits », « lait et produits laitiers », « viande et produits carnés » et « poisson et fruits de mer ». La concentration moyenne d'HBCDD (α -, β - et γ -HBCDD) dans ces groupes de denrées alimentaires était respectivement comprise entre 0,14 et 0,54 ng/g de graisse, entre 0,03 et 0,67 ng/g de graisse, entre 0,14 et 0,79 ng/g de graisse et entre 0,98 et 1,16 ng/g de poids frais. Il a été constaté que l' α -HBCDD était généralement le principal contributeur à la teneur totale en HBCDD des denrées alimentaires. Sur la base de ces données européennes collectées entre 2000 et 2010, il a été constaté que l'exposition aux HBCDD n'était pas préoccupante pour la santé des consommateurs européens (EFSA, 2011b).

Dans une étude de marché belge où 45 échantillons composites ont été analysés pour 5 groupes de denrées alimentaires échantillonnés en 2008, les concentrations d'HBCDD les plus élevées ont été relevées, comme dans l'évaluation des risques de l'EFSA, dans le poisson et les produits de la pêche (maximum 42 ng/g de graisse ou 0,84 ng/g de poids frais), suivis par la viande et les produits carnés (maximum 14,65 ng/g de graisse), les produits laitiers (maximum 4,40 ng/g de graisse) et les « autres

produits » tels que les biscuits, la pizza, etc. (maximum 2,40 ng/g de graisse) (Gosciny *et al.*, 2011). Dans tous ces groupes, les isomères γ , α et β du HBCDD ont été trouvés, avec une dominance de l' α -HBCDD dans le groupe « poisson et produits de la pêche » et du γ -HBCDD dans les groupes « produits laitiers » et « produits carnés ». Les teneurs dans les poissons gras étaient nettement plus élevées que dans les poissons non gras, à savoir les sardines > hareng > saumon > maquereau > thon et cabillaud. La teneur en HBCDD des échantillons composites de mollusques (échantillon composé à 80 % de moules) était élevée et du même ordre de grandeur que celle des poissons gras. La contamination la plus élevée a été constatée dans les sardines, suivies par les mollusques, le hareng et le saumon. Dans les produits carnés, les teneurs en HBCDD les plus élevées ont été relevées dans la dinde > le bœuf > le canard > les poulets élevés en plein air > la viande préparée sans foie. Aucun HBCDD n'a été détecté dans les œufs échantillonnés (batterie, libre parcours ou biologiques). L'une des sources principales de contaminants environnementaux dans les œufs est la terre ingérée par les volailles élevées en libre parcours. Les poulets de batterie n'ayant aucun contact avec le sol, le degré de contamination de ces œufs par des contaminants environnementaux est plus faible. En outre, le moment de l'échantillonnage peut également jouer un rôle ; dans cette étude, l'échantillonnage des œufs a été effectué en automne, alors que des niveaux plus élevés sont supposés apparaître au printemps.

Dans une étude coréenne plus récente, les teneurs en HBCDD les plus élevées ont également été relevées dans le poisson, suivi des crustacés > viande > produits laitiers > œufs > céréales > fruits > légumes (Barghi *et al.*, 2016). Des différences significatives ont été observées entre les concentrations d'HBCDD dans le poisson, les crustacés et la viande, avec une corrélation positive entre la concentration d'HBCDD et la teneur en matière grasse des aliments d'origine animale. Les concentrations plus élevées d'HBCDD détectées dans le poisson et les crustacés (0,47 ng/g de poids frais) ont été attribuées à l'exposition naturelle via l'environnement marin contaminé et la bioaccumulation d'HBCDD. En outre, l'utilisation de bouées en polystyrène expansé en aquaculture a également été identifiée comme une source potentielle d'HBCDD chez les bivalves. Dans les denrées alimentaires d'origine animale, on a constaté une prédominance du stéréo-isomère α -HBCDD, tandis que dans les aliments d'origine végétale, le γ -HBCDD s'est avéré prédominant.

Pour la période 2010-2018, 644 résultats sont disponibles dans la base de données de l'AFSCA, dont seulement 64 résultats (soit 10 %) sont supérieurs à la LOR (qui est généralement de 3 à 4 ng/g de graisse, bien que d'autres valeurs de la LOR aient également été rapportées). Le Tableau 5 donne un aperçu des résultats combinés à la limite d'action appliquée par l'AFSCA pour les HBCDD (somme des) dans la denrée alimentaire concernée. Cependant, l'interprétation des résultats est compliquée, car les résultats pour la même catégorie de denrées alimentaires sont présentés dans diverses unités, ainsi que sur la base du produit ou de la matière grasse, et il n'est pas évident de déterminer s'il s'agit ou non d'une erreur de rapportage. Néanmoins, la fréquence de rapportage est remarquablement plus élevée chez les poissons.

Tableau 5. Aperçu des résultats disponibles dans la base de données de l'AFSCA pour les HBCDD (somme des) dans les denrées alimentaires

	Limite d'action ⁽¹⁾	# résultats	
		Total	< LOR ⁽²⁾
Produits laitiers (fromage, ...)	500 ng/g de graisse	95	88 (93%)
Lait	400 ng/g de graisse	46	39 (85%)
Beurre	900 ng/g de graisse	100	96 (96%)
Œufs	3000 ng/g de graisse	67	55 (82%)
Huile végétale	900 ng/g de graisse	61	58 (95%)
Viande, préparations et produits carnés (saucisse, jambon, ...)	1000 ng/g de graisse	94	92 (98%)

Compléments alimentaires à base d'huile de poisson	2000 ng/g de graisse	48	41 (85%)
Alimentation pour nourrissons	10 ng/kg de produit frais	69	67 (97%)
Poisson	400 ng/kg de produit frais	40	20 (50%)
Graisses animales (saindoux et suif)	/	24	24 (100%)

⁽¹⁾ AFSCA (2020) ; Dans le cas des aliments pour bébés et du poisson, les limites d'action sont exprimées en ng/g de produit frais par analogie avec la législation sur les dioxines et les PCB (SciCom, 2017).

⁽²⁾ Dans la plupart des cas, une LOR d'environ 3 à 4 ng/g de graisse est indiquée (pour les aliments pour nourrissons et le poisson, la LOR est souvent établie à 1 ng/g de produit). Cependant, il arrive que des LOR plus élevées soit rapportée et qu'un résultat rapporté soit inférieur à la LOR de 3 à 4 ng/g de graisse.

Le programme d'analyse actuel prévoit le même nombre d'analyses pour les HBCDD dans les mêmes types de denrées alimentaires que pour les PBDE, la majorité des analyses étant prévue pour le poisson et pour la viande et les produits carnés (respectivement 30 % et 25 % des analyses programmées).

Le poisson semble être une bonne « sentinelle » ou un bon informateur pour surveiller la contamination par les retardateurs de flamme, mais le gibier et la viande d'animaux plus âgés sont également des matrices pertinentes. Malgré la faible fréquence des rapportage, la surveillance des PBDE et des HBCDD dans les aliments reste pertinente. Ces analyses ne doivent pas être effectuées chaque année, mais de manière régulière afin d'avoir une idée de l'évolution des niveaux de contamination. Comme l'utilisation de certains RFB a été limitée ou interdite en Europe, il est recommandé de déplacer l'attention des analyses vers les retardateurs de flamme plus récents ou émergents, tels que les retardateurs de flamme organophosphorés.

4.5. Pentachlorophénol

Le pentachlorophénol (PCP) est constitué d'un cycle benzénique avec cinq atomes de chlore et un groupe hydroxyle (OH). Le PCP était largement utilisé comme pesticide contre les bactéries, les champignons et les insectes, et était également utilisé dans les produits de conservation du cuir et du bois (par ex. les traverses de train). Le PCP est cancérigène pour l'homme (IARC, 2019).

En raison de sa toxicité élevée, la production de PCP a pratiquement cessé en Europe depuis le début des années 1990. Le PCP et ses sels et esters ne peuvent plus être fabriqués, commercialisés ou utilisés en Europe en vertu de la législation sur les POP (Règlement (UE) 2019/1021).

Le programme d'analyse de l'AFSCA contient des analyses du PCP dans les denrées alimentaires et dans les aliments pour animaux.

4.5.1. Denrées alimentaires

Entre 2010 et 2018, le PCP a été analysé dans 3.231 denrées alimentaires, mais n'a été retrouvé dans aucun échantillon. Les analyses concernent les légumes (y compris les légumes de la 4^e gamme), les fruits, les herbes de jardin, les graines oléagineuses et les huiles végétales, ainsi que l'additif alimentaire E412 ou la gomme de guar. Le nombre d'analyses à programmer et les matrices à échantillonner sont déterminés par la législation (Règlement d'exécution (UE) 2019/1793 ¹⁰).

¹⁰ Règlement d'exécution (UE) 2019/1793 de la Commission du 22 octobre 2019 relatif au renforcement temporaire des contrôles officiels et aux mesures d'urgence régissant l'entrée dans l'Union de certains biens provenant de certains pays tiers, mettant en œuvre les règlements (UE) 2017/625 et (CE) n° 178/2002 du

Le Comité scientifique n'a pas de remarques sur la programmation de ces analyses.

4.5.2. Aliments pour animaux

Entre 2010 et 2018, le PCP a été analysé dans 57 additifs et matières premières pour aliments pour animaux, plus précisément dans la gomme de guar, dans les liants, gélifiants et émulsifiants, et dans les graines de lin et le tourteau de soja. Tous les résultats étaient inférieurs à la LOR (LOR entre 0,005 et 0,01 mg/kg).

Comme pour les denrées alimentaires, le nombre d'analyses à programmer et les matrices à échantillonner sont déterminés par la législation (Règlement d'exécution (UE) 2019/1793¹⁰).

Le Comité scientifique n'a pas de remarques sur la programmation de ces analyses.

5. Incertitudes

Dans l'avis présent, des tendances ont été analysées sur la base des résultats des contrôles de l'AFSCA. Ces résultats n'ont pas été collectés via des études contrôlées avec lesquelles des nombres statistiquement pertinentes d'échantillons ont été prélevés au hasard pendant une période convenue d'avance. Néanmoins, les résultats des contrôles qui couvrent une période longue et plusieurs sortes de produits (par ex. différentes compositions, différents producteurs, etc.) peuvent être utilisés pour avoir une idée des niveaux et des tendances des contaminants dans les denrées alimentaires, l'eau, les aliments pour animaux et les engrais, en visant à établir des priorités.

Toutefois, les résultats des analyses de tendances effectuées doivent être interprétés avec précaution à la lumière des connaissances sur, entre autres, le programme d'analyse, les échantillons, les méthodes de diagnostic et leurs modifications potentielles au fil du temps. Les résultats obtenus peuvent différer des tendances abordées dans d'autres rapports ou avis, entre autres à cause de l'utilisation d'autres types de données (par ex. des prévalences par rapport aux quantités, un groupement différent des matrices), de la période pendant laquelle la tendance est analysée, de la quantité de données ou de la méthodologie statistique.

Enfin, il faut noter que, lors de l'analyse des tendances, il a été constaté que des résultats inutilisables ont fréquemment été enregistrés dans les données sous-jacentes, comme le rapportage de différentes unités pour le même contaminant dans la même matrice ou d'une distribution des LOR différente. Le rapportage des résultats pas toujours uniforme et la variation de la LOR contribuent à l'incertitude par rapport aux tendances analysées. Il convient cependant de remarquer que, pour l'analyse des tendances, des résultats pouvant dater de 10 ans ont été utilisés et que le rapportage s'est fortement amélioré depuis.

6. Conclusions et recommandations

Sur base des résultats rapportés entre 2010 et 2018 dans le cadre des contrôles, des tendances potentielles relatives à la teneur en POP ont été examinées. Sur base de ces tendances, des informations tirées de la littérature scientifique et d'opinions d'experts, les efforts de contrôle prévus dans le programme d'analyse 2020 ont été évalués.

Parlement européen et du Conseil et abrogeant les règlements (CE) n° 669/2009, (UE) n° 884/2014, (UE) 2015/175, (UE) 2017/186 et (UE) 2018/1660 de la Commission

En général, la teneur en dioxines et DL-PCB semble avoir diminué pour atteindre des niveaux stables dans la plupart des denrées alimentaires, tandis que la teneur en NDL-PCB semble avoir augmenté dans diverses matrices. La teneur en HAP semble également présenter une tendance stable ou à la baisse dans la plupart des matrices considérées. En outre, la fréquence de rapportage des HAP dans les aliments pour animaux et l'eau est faible à très faible.

En raison d'une fréquence de rapportage trop faible des substances perfluoroalkyliques et du manque de clarté dans la communication des résultats pour les RFB, aucune analyse de tendance n'a été effectuée pour ces POP. Tous les résultats concernant le PCP étaient inférieurs à la limite de rapportage.

Une contamination par les POP peut toujours se produire de manière ponctuelle, de sorte qu'une poursuite de la surveillance de ces paramètres reste pertinente, qu'une tendance à la baisse soit observée ou non.

Le Comité scientifique donne de manière générale un avis favorable en ce qui concerne le programme d'analyse proposé pour la présence des POP dans les denrées alimentaires, dans l'eau destinée à la consommation et utilisée par les opérateurs, dans les aliments pour animaux, ainsi que dans les engrais, les amendements et les substrats de culture tout en formulant les recommandations suivantes :

Compte tenu de la fréquence relativement élevée de rapportage des HAP4 dans les mollusques et de leur faible capacité de métabolisation des HAP comparée aux poissons, il est recommandé d'inclure davantage d'analyses de mollusques dans la programmation des analyses des HAP dans les produits et préparations issus de la pêche ou de l'aquaculture. Sur la base des résultats de contrôle de l'AFSCA pour 2010-2018, les herbes aromatiques séchées semblent également être une catégorie pertinente à échantillonner pour les analyses des HAP. Toutefois, on pourrait envisager de ne pas programmer ces analyses chaque année, mais par exemple tous les deux ans. Bien que la législation ne fixe pas de limites maximales pour les HAP dans le thé, des niveaux relativement élevés de HAP4 ont été rapportés. Il serait donc intéressant de surveiller également les teneurs en HAP de ce groupe de produits.

En ce qui concerne les substances perfluoroalkylées, on peut envisager de ne pas programmer d'analyses des PFAS chaque année, mais plutôt des analyses tournantes en raison de la faible fréquence de rapportage du PFOS et du PFOA dans les denrées alimentaires échantillonnées entre 2010 et 2018. Sur la base de la littérature et des résultats des contrôles, les produits de la pêche et de l'aquaculture semblent être les matrices les plus pertinentes.

Malgré la faible fréquence de rapportage et les faibles niveaux rapportés, une surveillance plus poussée des retardateurs de flamme dans les denrées alimentaires reste nécessaire. Ces analyses ne doivent pas être effectuées chaque année, mais de manière régulière afin d'avoir une idée de l'évolution des niveaux de contamination. Le poisson s'avère être une bonne « sentinelle » ou un bon informateur pour surveiller ces contaminants environnementaux, mais le gibier et la viande d'animaux plus âgés constituent également des matrices pertinentes. Comme l'utilisation de certains RFB a été limitée ou interdite en Europe, il est vivement recommandé de déplacer l'attention des PBDE et des HBCDD vers la nouvelle génération de retardateurs de flamme comme les retardateurs de flammes à base de phosphore, de plus en plus utilisés pour remplacer les RFB ces dernières années.

En ce qui concerne l'analyse des POP dans l'eau, seules des analyses des HAP sont prévues. Les HAP sont peu solubles dans l'eau et ont rarement été trouvés dans l'eau destinée à la consommation et dans l'eau utilisée par les opérateurs. Il pourrait être envisagé de retirer ces analyses du programme d'analyse de l'AFSCA. Les PFAS, en revanche, sont hydrosolubles et lipophobes, et peuvent se retrouver

dans l'eau (souterraine). Bien que la législation ne prévoit encore aucune valeur limite, une surveillance des PFAS dans l'eau semble indiquée.

Pour les aliments pour animaux, compte tenu des résultats et du nombre d'analyses programmées pour les produits et sous-produits céréaliers, il semble indiqué de prévoir davantage d'analyses de HAP4 pour le fourrage (grossier) séché artificiellement.

Des analyses des PFAS ou des RFB dans les aliments pour animaux ne sont pas prévues dans le programme d'analyse de l'AFSCA, bien que ces composés puissent être présents dans les aliments pour animaux et que le transfert des aliments pour animaux aux denrées alimentaires d'origine animale soit possible. Toutefois, on ne dispose pas de suffisamment d'informations sur la présence de ces substances dans les aliments pour animaux pour pouvoir estimer la priorité de ces analyses. En outre, la fréquence de déclaration de ces composés dans les aliments d'origine animale dans le cadre du programme de contrôle de l'AFSCA est très faible.

Les analyses programmées des POP dans les engrais, les amendements du sol et les substrats de culture ne concernent que les NDL-PCB présents dans les boues d'épuration. Dans le contexte de l'économie circulaire et de l'utilisation d'engrais organiques et de fertilisants à base de biodéchets par exemple, une étude exploratoire des POP, par exemple des HAP dans les boues d'épuration, le compost ou le digestat, pourrait être utile pour avoir une meilleure idée de la pertinence de ces combinaisons de paramètres-matrices pour le programme d'analyse.

Enfin, en visant à un meilleur traitement et à une meilleure valorisation des données, comme dans des avis précédents dans lesquels le programme d'analyse avait été évalué au moyen d'une analyse des résultats des contrôles, il est recommandé :

- de toujours rapporter des valeurs quantitatives, indépendamment de la question de savoir si un résultat est conforme ou non conforme ;
- d'effectuer un contrôle de qualité automatique lors de l'encodage des données (par ex. seules des valeurs numériques sont autorisées, tant pour le résultat que pour la limite de rapportage) ; et
- d'imposer une cohérence dans l'utilisation des unités.

Pour le Comité scientifique,
Le président,

Prof. Dr. E. Thiry (Sé.)
Bruxelles, le 17/09/2020

Références

- AFSCA (2020a). Partie 1 – Limites d'action pour les contaminants chimiques. <http://www.favv-afsca.be/professionnels/publications/thematiques/limitesdaction/>
- AFSCA (2020b) Contrôle de la qualité des eaux dans le secteur des denrées alimentaires. Circulaire [PCCB/S3/1140519](http://www.favv-afsca.be/professionnels/denreesalimentaires/circulaires/) (version 06/05/2020). <http://www.favv-afsca.be/professionnels/denreesalimentaires/circulaires/>
- Barghi, M., Shin, E.S., Son, M.H., Choi, S.D., Pyo, H., & Chang Y.S. (2016). Hexabromocyclododecane (HBCD) in the Korean food basket and estimation of dietary exposure. *Environ Pollut.* 213:268-277.
- Berger, U., Järnberg, U., & Kallenborn, R. (2004). Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the European Nordic environment. *Organohalogen Compounds* 66, 4046-4052.
- Bleeker, E.A.J., & Verbruggen, E.M.J. (2009). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. Rivm, Bilthoven, The Netherlands. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601779002.pdf>
- Bundesgesundheitsblatt. (2017) Empfehlung des Umweltbundesamtes Fortschreibung der vorläufigen Bewertung von per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) im Trinkwasser - Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission. *Bundesgesundheitsblatt* 60, 350–352. doi: 10.1007/s00103-016-2508-3
- BuRo (2019). Advies van de directeur bureau Risicobeoordeling & Onderzoek over de risico's van de keten 'voedergewassen en plantaardig diervoeder'. De productiefase tot aan de verstrekking aan landbouwhuisdieren. <https://www.nvwa.nl/documenten/dier/diervoeder/diervoeder/risicobeoordelingen/advies-van-buro-over-de-risico%E2%80%99s-van-de-voedergewassen--en-diervoederketen>
- Colles, A., Bruckers, L., Den Hond, E., Govarts, E., Morrens B., Schettgen, T., Buekers, J., et al. (2020). Perfluorinated substances in the Flemish population (Belgium): Levels and determinants of variability in exposure. *Chemosphere* 242, 125250. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125250>
- EFSA (2011a). Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA Journal* 9(5):2156.
- EFSA (2011b). Scientific Opinion on Hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in Food. *EFSA Journal* 9(7):2296.
- EFSA (2011c). Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 9(12):2477. [
- EFSA (2012). Scientific Opinion on Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food: Brominated Phenols and their Derivatives. *EFSA Journal* 10(4):2634.
- EFSA (2018a). Scientific Opinion on the risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA Journal* 16(11):5333.
- EFSA (2018b). Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluorooctanesulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal* 16(12):5194.
- EFSA (2020). Scientific opinion on the risk for human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal*; volume(issue):NNNN (460 pp.). doi:10.2903/j.efsa.20YY.NNNN
- Eschauzier, C., Raat, K.J., Stuyfzand, P.J., & De Voogt, P. (2013). Perfluorinated alkylated acids in groundwater and drinking water: identification, origin and mobility. *Science of Total Environment* 458-460, 477-485. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.04.066

European Commission. (2016). Circular economy package. Annexes to the Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council laying down rules on the making available on the market of CE marked fertilizing products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:d117e80d-ec28-11e5-8a81-01aa75ed71a1.0018.02/DOC_2&format=PDF

Expertisecentrum PFAS. (2018). Poly- en perfluoro alkyl stoffen (PFAS): Kennisdocument over stofeigenschappen, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van PFAS in grond en grondwater. Pancras, T., van Bentum, E., & Slenders, H. 20 juni 2018 (DDT219-1/18-009.764). <https://www.expertisecentrumpfas.nl/images/Handelingskader/DDT219-1-18-009.764-rapd-Kennisdocument PFAS - definitief 02.pdf>

Gosciny, S., Vandevijvere, S., Maleki, M., Van Overmeire, I., Windal, I., Hanot, V., Blaude, M., Vleminckx, C., & Van Loco J. (2011). Dietary intake of hexabromocyclododecane diastereoisomers (α -, β -, and γ -HBCD) in the Belgian adult population. *Chemosphere* 84(3), 279-88.

IARC. (2019). Pentachlorophenol and some related compounds. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 117. <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Pentachlorophenol-And-Some-Related-Compounds-2019>

Kowalczyk, J., Ehlers, S., Oberhausen, A., Tischer, M., Fürst, P., Schafft, H., Lahrssen-Wiederholt, M. (2013). Absorption, distribution, and milk secretion of the perfluoroalkyl acids PFBS, PFHxS, PFOS, and PFOA by dairy cows fed naturally contaminated feed. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61, 2903-2912.

Maudoux, J. -P., Saegerman, C., Rettigner, C., Houins, G., Van Huffel, X. & Berkvens, D. (2006). Food safety surveillance through a risk based control programme: Approach employed by the Belgian Federal Agency for the safety of the food chain. *Vet. Q.* 28, 140–154.

Meador, J., Stein, J., Reichert, W., & Varanasi, U. (1995). Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 143, 79-165.

Poma, G., Malysheva, S.V., Gosciny, S., Malarvannan, G., Voorspoels, S., Covaci A., & Van Loco J. (2018). Occurrence of selected halogenated flame retardants in Belgian foodstuff. *Chemosphere* 194, 256-265.

SciCom (2014). Avis 01-2014: Liste des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) à rechercher dans l'alimentation animale et limite d'action à utiliser. <http://www.afsca.be/comitescientifique/avis/>

SciCom (2017). Avis 15-2017: Limites d'action pour des contaminants chimiques dans des denrées alimentaires : retardateurs de flamme, composés perfluoroalkylés, dioxines et PCB de type dioxine, et le benzène. <http://www.afsca.be/comitescientifique/avis/>

Sciensano (2020). Communication: "Investigation of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbons contamination in spices and dried herbs available on the Belgian market", P. Sztternfeld. <https://www.sciensano.be/nl/biblio/investigation-polycyclic-aromatic-hydrocarbons-contamination-spices-and-dried-herbs-available> (geraadpleegd in april 2020).

Steunpunt Milieu & Gezondheid (2020) Vlaams humane-biomonitoringsprogramma 2016-2020. Referentiewaarden bij jongeren. <http://www.milieu-en-gezondheid.be/nl/onderzoekresultaten>

Suciu, N.S., Lamastra, L. & Trevisan, M. (2015). PAHs content of sewage sludge in Europe and its use as soil fertilizer. *Waste Management* 41, 119-127. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.018>

Szternfeld, P., Marchi, J., Malysheva, S.V., & Joly, L. (2019). Modular method for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in spices and dried herbs by gas chromatography–tandem mass spectrometry. *Food Analytical Methods* 12, 2383-2391.

van der Fels-Klerx, H.J., van Asselt, E.D., Adamse, P., Nijkamp, M.N., van Leeuwen, S.P.J., Pikkemaat, M., de Nijs, M., Mol, H., van Raamsdonk, L., Hoogenboom, R., & de Jong, J. (2019). Chemische en fysische gevaren in de Nederlandse diervoederketen. RIKILT Wageningen University & Research (RIKILT-rapport 2019.002). <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/470704>

Voorspoels, S., Covaci, A., Neels H., & Schepens, P. (2007). Dietary PBDE intake: A market-basket study in Belgium. *Environment International* 33, 93-97. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.003>

OMS – Organisation Mondiale de la Santé. (2017). Drinking Water Parameter Cooperation Project - Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive)

Zafeiraki, E., Gebbink, W., Hoogenboom, R.L.A.P., Kotterman, M., Kwadijk, C., Dassenakis, E., & van Leeuwen, S.P.J. (2019). Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a large number of wild and farmed aquatic animals collected in the Netherlands. *Chemosphere* 232, 415-423. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.200>

Présentation du Comité scientifique institué auprès de l'AFSCA

Le Comité scientifique (SciCom) est un organe consultatif institué auprès de l'Agence fédérale belge pour la Sécurité de la Chaîne Alimentaire (AFSCA) qui rend des **avis scientifiques indépendants** en ce qui concerne l'évaluation et la gestion des risques dans la chaîne alimentaire, et ce sur demande de l'administrateur délégué de l'AFSCA, du ministre compétent pour la sécurité alimentaire ou de sa propre initiative. Le Comité scientifique est soutenu administrativement et scientifiquement par la Direction d'encadrement pour l'évaluation des risques de l'Agence alimentaire.

Le Comité scientifique est composé de 22 membres, nommés par arrêté royal sur base de leur expertise scientifique dans les domaines liés à la sécurité de la chaîne alimentaire. Lors de la préparation d'un avis, le Comité scientifique peut faire appel à des experts externes qui ne sont pas membres du Comité scientifique. Tout comme les membres du Comité scientifique, ceux-ci doivent être en mesure de travailler indépendamment et impartialement. Afin de garantir l'indépendance des avis, les conflits d'intérêts potentiels sont gérés en toute transparence.

Les avis sont basés sur une évaluation scientifique de la question. Ils expriment le point de vue du Comité scientifique qui est pris en consensus sur la base de l'évaluation des risques et des connaissances existantes sur le sujet.

Les avis du Comité scientifique peuvent contenir des **recommandations** pour la politique de contrôle de la chaîne alimentaire ou pour les parties concernées. Le suivi des recommandations pour la politique est la responsabilité des gestionnaires de risques.

Les questions relatives à un avis peuvent être adressées au secrétariat du Comité scientifique : Secretariat.SciCom@afsca.be

Membres du Comité scientifique

Le Comité scientifique est composé des membres suivants :

S. Bertrand ¹, M. Buntinx, A. Clinquart, P. Delahaut, B. De Meulenaer, N. De Regge, S. De Saeger, J. Dewulf, L. De Zutter, M. Eeckhout, A. Geeraerd, L. Herman, P. Hoet, J. Mahillon, C. Saegerman, M.-L. Scippo, P. Spanoghe, N. Speybroeck, E. Thiry, T. van den Berg, F. Verheggen, P. Wattiau ²

¹ membre jusqu'en mars 2018 ; ² membre jusqu'en juin 2018

Conflit d'intérêts

Aucun conflit d'intérêts n'a été signalé.

Remerciements

Le Comité scientifique remercie la Direction d'encadrement pour l'évaluation des risques et les membres du groupe de travail pour la préparation du projet d'avis.

Composition du groupe de travail

Le groupe de travail « contaminants exogènes » était composé de :

Membres du Comité scientifique :	P. Hoet (rapporteur), M. Buntinx, M. Eeckhout, M.-L. Scippo, N. Speybroeck
Expert externe :	G. Biermans (AFCN), B. Devleesschauwer (Sciensano), G. Eppe (ULg), A. Rajkovic (UGent), I. Sampers (UGent), N. Waegeneers (Sciensano)
Gestionnaire du dossier :	W. Claeys

Les activités du groupe de travail « contaminants exogènes » ont été suivies par le membre de l'administration suivant (comme observateur) : V. Cantaert, V. De Bie, A. De Keuckelaere, J.-P. Maudoux, L. Rasschaert, J. Van Autreve, D. Van Oystaeyen, V. Vromman (DG Politique de Contrôle, AFSCA)

Cadre juridique

Loi du 4 février 2000 relative à la création de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire, notamment l'article 8 ;
Arrêté royal du 19 mai 2000 relatif à la composition et au fonctionnement du Comité scientifique institué auprès de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire ;
Règlement d'ordre intérieur visé à l'article 3 de l'arrêté royal du 19 mai 2000 relatif à la composition et au fonctionnement du Comité scientifique institué auprès de l'Agence fédérale pour la Sécurité de la Chaîne alimentaire, approuvé par le Ministre le 8 juin 2017.

Disclaimer

Le Comité scientifique conserve à tout moment le droit de modifier cet avis si de nouvelles informations et données deviennent disponibles après la publication de cette version.