

DONNÉES
TOXICOLOGIQUES
ET ENVIRONNEMENTALES
DES SUBSTANCES CHIMIQUES

Benzo(g,h,i)pérylène

Les fiches de données toxicologiques et environnementales présentent de manière synthétique les données physicochimiques, toxicologiques, écotoxicologiques, réglementaires et les méthodes d'analyse utilisables lors d'une évaluation des risques pour la santé et l'environnement. Les données disponibles dans ces fiches sont également utilisables dans les situations réelles qui font suite par exemple à un accident, ou d'absence de cadrage réglementaire.

Responsable du programme : BISSON Michèle

Expert ayant participé à la rédaction : M. Bisson, E. Boulvert, N. Cauzzi, A. James, M. Marlière, D. Oberson-Geneste

Vérification : ANDRES Sandrine

Approbation : Document approuvé le 05/01/2022 par BOUDET CELINE

Veillez citer ce document de la manière suivante :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Benzo(g,h,i)pérylène, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 204119 - v1.005/01/2022.

Examen par le groupe d'experts externe : septembre 2018

English version of the summary and the choice of toxicological reference value are available at the end of the document.

Historique des révisions :

Version	Référence	Objet	Commentaires	Date
V1	03DR051	Rédaction		2005
V2	03DR051	Mise en forme	Changement de format	2006
V2.2	DRC-11-117259-10334A	Insertion Résumé et addendum 1		2011
	Ineris - 204119 - 2712737 – v1			2021

Table des matières

Résumé	5
1 Généralités	8
1.1 Identification/caractérisation	8
1.2 Classification et autres identifications de dangers.....	8
1.3 Principes de production	8
1.4 Utilisations	8
1.5 Restrictions d'usages.....	8
1.6 Principales sources d'exposition.....	9
2 Paramètres d'évaluation de l'exposition	10
2.1 Paramètres physico-chimiques.....	10
2.2 Comportement.....	12
2.2.1 Dans l'eau	12
2.2.2 Dans les sols	12
2.2.3 Dans l'air.....	12
2.3 Persistance	12
2.3.1 Dégradation abiotique.....	12
2.3.2 Biodégradation.....	12
2.4 Bio-accumulation et métabolisme.....	12
2.4.1 Organismes aquatiques.....	12
2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux.....	13
3 Données toxicologiques	13
3.1 Devenir dans l'organisme	13
3.1.1 Études chez l'homme	13
3.1.2 Études chez l'animal.....	14
3.2 Toxicologie aiguë.....	14
3.2.1 Études chez l'homme	14
3.2.2 Études chez l'animal.....	14
3.3 Toxicologie chronique.....	15
3.3.1 Effets généraux (non cancérogènes – non reprotoxiques).....	15
3.3.2 Effets cancérogènes - Études principales.....	15
3.3.3 Caractère génotoxique	16
3.3.4 Effets sur la reproduction et le développement	17
3.4 Valeurs toxicologiques de référence	17
3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil	17
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil.....	18
3.4.3 Synthèse des valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris.....	21
4 Données écotoxicologiques.....	22
4.1 Organismes aquatiques.....	22
4.1.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë.....	22
4.1.2 Paramètres d'écotoxicité chronique.....	22
4.1.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes aquatiques (colonne d'eau).....	23

4.2	Organismes benthiques.....	23
4.2.1	Paramètres d'écotoxicité aiguë.....	23
4.2.2	Paramètres d'écotoxicité chronique.....	23
4.2.3	Valeurs seuil pour la protection des organismes benthiques	23
4.3	Organismes terrestres	24
4.3.1	Paramètres d'écotoxicité	24
4.3.2	Valeurs seuil pour la protection des organismes terrestres.....	24
4.4	Organismes prédateurs (par empoisonnement secondaire)	25
5	Valeurs sanitaires et environnementales.....	25
5.1	Étiquetage – Milieu de travail.....	25
5.2	Valeurs utilisées en milieu de travail.....	25
5.3	Valeurs utilisées pour la population générale.....	25
5.4	Valeurs de référence pour la surveillance des écosystèmes	26
6	Méthodes de détection et de quantification dans l'environnement.....	27
7	Bibliographie.....	28

Résumé

Généralités – Principales Utilisations

Le benzo(g,h,i)pérylène (B(g,h,i)P) est formé principalement lors de la combustion de combustibles fossiles. Sa présence anthropique dans l'environnement résulte des échappements d'automobiles, du raffinage du pétrole, de la distillation du charbon, de la combustion de bois, de charbon, d'huile, de propane ou de fioul et est associée aux émissions particulaires (dont celles des incinérateurs). Il n'existe pas d'utilisation connue du B(g,h,i)P.

Il n'y a pas de classification harmonisée pour le B(g,h,i)P selon le règlement européen relatif à la classification et l'étiquetage des substances et mélanges.

Le B(g,h,i)P a été identifié comme substance PBT (persistant, bioaccumulable et toxique) et est considéré pour cette raison comme une substance préoccupante (SVHC).

Données toxicologiques

▪ Toxicocinétique

Aucune donnée n'est disponible sur la toxicocinétique du B(g,h,i)P seul chez l'homme. Plusieurs métabolites ont été identifiés à partir de cellules humaines exposées *in vitro* au B(g,h,i)P. Sa présence dans le placenta et le lait maternel a été détectée chez la femme enceinte, de même que dans les urines de sujets exposés à des mélanges de HAP.

Chez l'animal, deux voies métaboliques ont été identifiées conduisant à la formation de nombreux métabolites. Son affinité pour l'AhR (récepteurs aux HAP capables d'induire l'activation des cytochromes P450) est faible.

▪ Toxicité aiguë

Aucune donnée sur la toxicité aiguë du B(g,h,i)P seul chez l'homme ou l'animal n'a été identifiée.

▪ Toxicité chronique

- Effets systémiques

Aucune étude spécifique concernant les effets systémiques du B(g,h,i)P n'est disponible chez l'homme ou l'animal. Seules des variations des taux d'immunoglobulines sériques ont été observées chez des travailleurs exposés à un mélange d'HAP, dont le B(g,h,i)P.

- Effets cancérogènes

Aucune étude épidémiologique n'a recherché les éventuels effets cancérogènes de l'exposition au B(g,h,i)P chez l'homme.

Chez l'animal, le B(g,h,i)P est un initiateur tumoral et induit des tumeurs lors de co-exposition ; il existe également des éléments en faveur d'un potentiel cancérogène du B(g,h,i)P seul.

Les rares tests disponibles (*in vitro*) sur cellules procaryotes et eucaryotes ont montré la capacité modérée du B(g,h,i)P par rapport au benzo(a)pyrène (BaP) à induire des lésions de l'ADN (cassures, adduits), ainsi qu'un effet promoteur tumoral.

Le B(g,h,i)P, n'étant pas un produit commercialisé, il n'a pas été évalué par l'Union Européenne pour ses effets cancérogènes ou génotoxiques. Il est classé dans le groupe 3 (substance ne pouvant être classée pour sa cancérogénicité pour l'homme) par l'IARC et dans la classe D (substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme) par l'US EPA.

- Effets sur la reproduction et le développement

Aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur la reproduction et le développement de cette substance.

- Choix de VTR

Type d'effet	Substances chimiques (CAS)	Voie d'exposition (durée)	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Indice de confiance	Source, Année de révision de VTR	Date de choix
Effets à seuil	B(g,h,i)P 191-24-2	Orale (chronique)	-	TDI = 30 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	Par défaut	RIVM, 2001	2018
Effets sans seuil		Inhalation (chronique)	-	ERU _i = 6.10 ⁻⁶ (mg.m ⁻³) ⁻¹	Faible	INERIS, 2018	2018
Effets sans seuil		Orale (chronique)	-	ERU ₀ = 10 ⁻² (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	Faible	INERIS, 2018	2018

Devenir environnemental et données écotoxicologiques

- Devenir environnemental

- Comportement

Le B(g,h,i)P est préférentiellement associé à la phase particulaire dans le milieu aquatique et il est peu mobile dans les sols. Sa volatilisation à partir des eaux superficielles ou du sol est faible. Dans l'air, la substance est uniquement présente dans la phase particulaire.

- Persistance

Le B(g,h,i)P n'est pas hydrolysé et sa biodégradation est limitée. Néanmoins, certaines souches de micro-organismes sont capables de dégrader le B(g,h,i)P en aérobie et en anaérobie.

- Bioaccumulation

Les données expérimentales concernant la bioaccumulation sont limitées. Toutefois, les données calculées chez le poisson sur la base de la modélisation suggèrent un potentiel de bioaccumulation élevé. Chez les crustacés, un BCF de 28 288 est reporté pour *Daphnia magna*.

- Écotoxicité aquatique

Le B(g,h,i)P entre dans la catégorie des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) identifiés en tant que substance prioritaire (N°28) par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (état chimique). Pour chacune de ces substances prioritaires des Normes de Qualité Environnementales (NQE) sont définies au niveau Européen. La méthodologie ainsi que les données utilisées pour le calcul de ces valeurs sont présentées dans des fiches détaillées. Les informations en lien avec l'écotoxicité du B(g,h,i)P présentées dans ce document en sont extraites (EC, 2011).

- Organismes de la colonne d'eau

- Ecotoxicité aiguë

La concentration d'effet reportée la plus faible est obtenue pour le micro-crustacé *Daphnia magna* avec une CE₅₀ de 0,2 µg.L⁻¹.

- Ecotoxicité chronique

Trois résultats d'essais d'écotoxicité chronique sur des organismes d'eau douce ont été retenus dans l'évaluation européenne du B(b)F comme substance prioritaire de la DCE (EC, 2011), avec une CE10 minimale de 0,082 µg.L⁻¹ obtenue pour *Daphnia magna*.

Aucune donnée lors d'expositions chroniques n'est disponible en eau marine.

- Organismes benthiques

Aucune donnée valide n'a été trouvée dans la littérature.

- Écotoxicité pour les organismes terrestres, y compris les prédateurs

Aucune donnée valide n'a été trouvée dans la littérature.

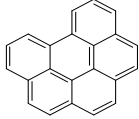
▪ PNEC

Substances chimiques (n°CAS)	Compartiment	Seuil	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source, année
B(g,h,i)P (191-24-2)	Colonne d'eau	PNEC _{eau douce}	10	AA-QS 8,2 10 ⁻³	µg.L ⁻¹	EC, 2011
		PNEC _{eau marine}	10	AA-QS 8,2 10 ⁻⁴	µg.L ⁻¹	EC, 2011
	Sédiment	PNEC _{sed eau douce}	Coefficient de partage	AA-QS 42	µg.kg ⁻¹ poids sec	EC, 2011
		PNEC _{sed eau marine}	Coefficient de partage	AA-QS 4,2	µg.kg ⁻¹ poids sec	EC, 2011
	Sol	PNEC _{sol}	Coefficient de partage	AA-QS 17	µg.kg ⁻¹ poids sec	ce document
	Biote	PNEC _{orale}	Pas de donnée disponible			

1 Généralités

1.1 Identification/caractérisation

Tableau 1 : Nom et principaux synonymes du B(g,h,i)P, numéros d'identification

Substances chimiques	N° CAS	N° EINECS	Synonyme	Force physique (*)
Benzo(g,h,i)pérylène C ₂₂ H ₁₂ 	191-24-2	205-883-8	1,12-benzopérylène	solide cristallisé

(*) dans les conditions ambiantes habituelles

1.2 Classification et autres identifications de dangers

Il n'y a pas de classification harmonisée pour le B(g,h,i)P selon le règlement européen relatif à la classification et l'étiquetage des substances et mélanges (Règlement CLP (CE) n° 1272/2008⁽¹⁾).

Plusieurs propositions d'autoclassification sont disponibles sur le portail de dissémination de l'ECHA : Aquatic Acute 1 ; H400 – Aquatic Chronic 1; H410 Aquatic Chronic 4; H413. Ces propositions n'ont fait l'objet d'une vérification.

Le B(g,h,i)P a été identifié comme substance PBT (persistant, bioaccumulable et toxique) et est considéré pour cette raison comme une substance préoccupante (SVHC, inscrit le 27 juin 2018, annexe XIV de REACH).

1.3 Principes de production

Le B(g,h,i)P n'est pas fabriqué à des fins commerciales. Il est formé principalement lors de la combustion de combustibles fossiles.

1.4 Utilisations

Il n'existe pas d'utilisation connue du B(g,h,i)P.

1.5 Restrictions d'usages

Il n'y a pas de restrictions d'usage pour le B(g,h,i)P mais cette substance est inscrite sur la Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires (LCPA) et la liste des substances potentiellement préoccupantes (LCPC).

Le B(g,h,i)P est identifié comme substance dangereuse prioritaire (directive 2013/39/UE concernant les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau) et fait partie de la liste des normes de qualité environnementales (arrêté du 27 juillet 2018 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface (NQE)) et de la liste des polluants spécifiques de l'état chimique des eaux de surface (annexe II de l'arrêté du 17 octobre 2018 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux).

¹ Règlement (CE) N°1272/2008 du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n°1907/2006.

1.6 Principales sources d'exposition

Le B(g,h,i)P peut être dispersé dans l'environnement lors de feux naturels liés à la foudre ou à l'activité volcanique.

Sa présence anthropique dans l'environnement résulte des échappements d'automobiles, du raffinage du pétrole, de la distillation du charbon, de la combustion de bois, de charbon, d'huile, de propane ou de fioul et est associée aux émissions particulaires, notamment celles provenant des incinérateurs d'ordures ménagères et de déchets hospitaliers. Les effluents industriels, les boues d'épuration des usines de traitement d'eau et les résidus d'incinération constituent également des sources de contamination de l'environnement.

Pour mémoire, la fumée de tabac peut générer des HAP et est donc susceptible de contribuer à l'exposition à ces substances (Menzie *et al.*, 1992).

Concentrations ubiquitaires

Tableau 2 : Concentrations habituellement mesurées dans les différents milieux en l'absence de pollution spécifique à la substance

Milieu	Concentrations ou gamme de concentrations	Référence
Air		
Air intérieur	\	\
Air ambiant	Pas de données génériques. Données ponctuelles et locales de mesures auprès du réseau des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA)	Sites Internet des 13 AASQA de Métropole et des 5 AASQA en DOM, accessibles depuis le portail ATMO France (https://atmo-france.org/la-carte-des-aasqa/)
Eau		
Eau de surface	Données locales de mesures disponibles sur la base Naïades, pour les eaux et les matières en suspension dans les eaux.	Base de données « Naïades » sur la qualité des eaux de surface (http://www.naiades.eaufrance.fr/)
Eau souterraine	Données locales de mesures disponibles sur la base ADES	Base de données « ADES » sur la qualité des eaux souterraines (http://www.ades.eaufrance.fr/)
Sédiment		
Sédiment [continental]	Données locales de mesures disponibles sur la base Naïades	Base de données « Naïades » sur la qualité des eaux de surface (http://www.naiades.eaufrance.fr/)
Sédiment [littoral]	Données locales de mesures disponibles sur la base Quadrige de l'IFREMER – Réseau de suivi de la contamination chimique ROCCHSED	Base Quadrige via SURVAL (https://www.ifremer.fr/surval/)
Sol		
Fonds Pédogéochimiques Anthropisés (FPGA) urbains*	Données locales de mesures d'échantillons de sols de surface prélevés en milieu urbain dans les agglomérations en France Métropolitaine	Base de Données des analyses de Sols Urbains français, dite BDSolU (http://www.bdsolu.fr)

Milieu	Concentrations ou gamme de concentrations	Référence																				
Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS)	France Métropolitaine et Outre-Mer (n = 2 203 échantillons, dont 95,3% < LQ de 0,05 mg.kg ⁻¹) :	Données Inra Infosol dans le cadre du GIS Sol, Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols (éléments cités en annexe du guide ADEME, 2018)																				
	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Distribution</th> <th>Concentration (mg.kg⁻¹)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Minimum</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>10^{ème} percentile</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>25^{ème} percentile</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>50^{ème} percentile</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>75^{ème} percentile</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>90^{ème} percentile</td> <td>< LQ</td> </tr> <tr> <td>95^{ème} percentile</td> <td>0,054</td> </tr> <tr> <td>99^{ème} percentile</td> <td>0,137</td> </tr> <tr> <td>Maximum</td> <td>1,53</td> </tr> </tbody> </table>		Distribution	Concentration (mg.kg ⁻¹)	Minimum	< LQ	10 ^{ème} percentile	< LQ	25 ^{ème} percentile	< LQ	50 ^{ème} percentile	< LQ	75 ^{ème} percentile	< LQ	90 ^{ème} percentile	< LQ	95 ^{ème} percentile	0,054	99 ^{ème} percentile	0,137	Maximum	1,53
	Distribution		Concentration (mg.kg ⁻¹)																			
	Minimum		< LQ																			
	10 ^{ème} percentile		< LQ																			
	25 ^{ème} percentile		< LQ																			
	50 ^{ème} percentile		< LQ																			
	75 ^{ème} percentile		< LQ																			
	90 ^{ème} percentile		< LQ																			
	95 ^{ème} percentile		0,054																			
99 ^{ème} percentile	0,137																					
Maximum	1,53																					
Le programme du RMQS est basé sur 2 200 sites d'échantillonnage répartis de façon systématique selon une grille de mailles de dimensions 16 x 16 km, représentatifs des sols français et leurs usages. Il s'agit majoritairement de sols agricoles ou forestiers et dans une moindre part de sols urbains : 40% de terres agricoles arables avec succession cultures, 25% de prairies permanentes, 27% de surfaces boisées, 8% divers (terres agricoles avec cultures pérennes type vignes, milieux naturels, parcs et jardins urbains, friches).																						

* Comme présenté sur le portail de la BDSolU, « les contributions anthropiques qui se superposent au fond pédogéochimique naturel local sont, a priori, plus élevées dans les agglomérations urbaines qu'en milieu rural, car les sols y sont le réceptacle des retombées atmosphériques locales dues à l'artisanat, à l'industrie (y compris minière), aux chauffages urbain et individuel, au trafic routier, etc... Dans ces conditions, l'usage d'un référentiel rural, pourrait biaiser les études sur la qualité des sols urbains et il convient donc de déterminer un Fond Pédogéochimique Anthropisé Urbain. »

2 Paramètres d'évaluation de l'exposition

2.1 Paramètres physico-chimiques

Tableau 3 : Principaux paramètres physico-chimique pour le B(g,h,i)P

Paramètre	Valeur	Étendue	Référence
Facteur de conversion (dans l'air à 20 °C)	1 ppm = 11,49 mg.m ⁻³ 1 mg.m ⁻³ = 0,087 ppm		
Seuil olfactif (ppm)	Non disponible		
Masse molaire (g.mol ⁻¹)	276,3		ATSDR, 1995 ; HSDB, 2017 ; OMS IPCS, 1998
Point d'ébullition (°C) (à pression normale)	550 ⁽¹⁾	545 - 550	ATSDR, 1995 ; HSDB, 2017 ; OMS IPCS, 1998
Pression de vapeur (Pa)	1,4.10 ⁻⁸		ATSDR, 1995 ; HSDB, 2017 ; OMS IPCS, 1998

Paramètre	Valeur	Étendue	Référence
Densité - vapeur (par rapport à l'air) - solide	9,5 $d^{20}_4 : 1,329$		OMS IPCS, 1998
Tension superficielle (N.m ⁻³)	Non concerné		
Viscosité dynamique (Pa.s)	Non concerné		
Solubilité (mg.L ⁻¹) dans l'eau	$2,6 \cdot 10^{-4}$ à 25 °C		HSDB, 2017 ; OMS IPCS, 1998 ; Verschuere, 1996
Log Kow		6,50 à 25 °C 6,58 6,63 6,73 ⁽²⁾	De Maagd <i>et al.</i> , 1998 CHEMFATE, 2005 HSDB, 2017 Otte <i>et al.</i> , 2001
Koc (L.kg ⁻¹)		1 023 293 $9,6 \cdot 10^4$ ⁽³⁾ $4,06 \cdot 10^5$ ⁽⁴⁾ $2,69 \cdot 10^6$	EC, 2011 HSDB, 2017 CHEMFATE, 2005 Otte <i>et al.</i> , 2001
Coefficient de partage sol-eau : Kp_sol (L.kg ⁻¹)	⁽⁵⁾	30699	Calculée à partir de la valeur de Koc de 1 023 293 (EC, 2011)
Coefficient de partage sédiments-eau : Kp_sed (L.kg ⁻¹)	⁽⁵⁾	25583	Calculée à partir de la valeur de Koc de 1 023 293 (EC, 2011)
Coefficient de partage matière en suspension- eau : Kp_susp (L.kg ⁻¹)	⁽⁵⁾		
Constante de Henry (Pa.m ³ .mol ⁻¹)		$2,7 \cdot 10^{-2}$ à 20°C $1,4 \cdot 10^{-2}$ à 25°C	EC, 2011, De Maagd <i>et al.</i> , 1998 ; HSDB, 2017 ; Ten Hulscher <i>et al.</i> , 1992 CHEMFATE, 2005
Coefficient de diffusion dans l'air (cm ² .s ⁻¹)	Non disponible		
Coefficient de diffusion dans l'eau (cm ² .s ⁻¹)	Non disponible		
Coefficient de diffusion à travers le / adsorption sur PEHD (m ² .j ⁻¹)	$2 \cdot 10^{-7}$		Veerkamp et Berge, 1994
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm.h ⁻¹)	Non disponible		

Choix des valeurs :

(1) Valeur la plus fréquemment citée.

(2) Moyenne géométrique des valeurs sélectionnées par les auteurs.

(3) Estimation à partir d'une valeur du log Kow de 6,61 et d'une équation de régression.

(4) Calculée.

(5) La valeur pourra être calculée à partir de l'expression suivante : $K_d = f_{oc} \times K_{oc}$ (suivant l'hypothèse d'une adsorption sur la seule fraction organique du sol, du sédiment ou des matières en suspension, ce qui revient à négliger l'adsorption sur la fraction minérale et qui conduit à majorer le transfert du sol vers l'eau ou l'air). La valeur de f_{oc} est issue de mesure de terrain ou par défaut d'une valeur issue de la littérature, par exemple celle du TGD (CE, 1996), de 0,02 pour f_{oc_sol} , de 0,05 pour f_{oc_sed} , de 0,1 pour f_{oc_mes} .

2.2 Comportement

2.2.1 Dans l'eau

Dans le milieu aquatique, le B(g,h,i)P est préférentiellement associé à la phase particulaire de la colonne d'eau ou du sédiment. Sa volatilisation à partir des eaux superficielles est faible (HSDB, 2017).

2.2.2 Dans les sols

Le B(g,h,i)P n'est pas mobile dans les sols (HSDB, 2017).

La volatilisation à partir de sols humides ou secs n'est pas un processus significatif (HSDB, 2017).

2.2.3 Dans l'air

Dans l'air, le B(g,h,i)P est présent uniquement dans la phase particulaire (HSDB, 2017).

2.3 Persistance

2.3.1 Dégradation abiotique

L'hydrolyse est négligeable compte tenu de sa structure chimique (HSDB, 2017).

2.3.2 Biodégradation

Comme la plupart des HAP, le B(g,h,i)P est biodégradé par certaines souches de micro-organismes. De nombreuses études l'ont démontré, principalement dans les sols et les sédiments, et dans une moindre mesure dans l'eau. Les taux de biodégradation observés varient de 15 à 90 % selon les conditions du milieu, et le type de micro-organismes présents dans les matrices étudiées.

Ainsi, des sols provenant d'une ancienne usine à gaz et contenant du B(g,h,i)P ont montré une réduction de 18 % du B(g,h,i)P après 5 semaines d'incubation (Srivastava *et al.*, 1989). Une autre étude portant sur des boues artificiellement enrichies en HAP a montré un taux de biodégradation de 86 % avec des demi-vies de 465 jours pour le B(g,h,i)P (Wild et Jones, 1993). Des expériences menées au Royaume Uni sur des sols provenant de parcelles agricoles enrichies en B(g,h,i)P ont établi des demi-vies de l'ordre de 9 ans (Wild *et al.*, 1990). À la concentration initiale de 9,96 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, des taux de 76 à 81 % ont été observés après 240 jours dans des sols agricoles sablo-limoneux non acclimatés et incubés à 10°C-20°C, ce qui correspond à des demi-vies de 600 à 650 jours (Coover et Sims, 1987). Ces expériences ont été menées afin de mettre en évidence l'existence de la biodégradation aérobie. D'autres expériences menées par Kirk et Lester, 1991 ont également démontré l'existence de la biodégradation anaérobie.

2.4 Bio-accumulation et métabolisme

2.4.1 Organismes aquatiques

Le facteur de bioconcentration (BCF) du B(g,h,i)P, calculé par Lyman *et al.*, 1990 en utilisant une valeur de log Kow de 6,63 et une équation de régression a été établi à 64 000. Cette valeur suggère un potentiel de bioconcentration très élevé pour les organismes aquatiques. Chez la moule, la demi-vie du B(g,h,i)P est estimée à 15,4 jours (Meador *et al.*, 1995).

Une étude menée par Harkey *et al.*, 1995 a établi une bioaccumulation importante de B(g,h,i)P chez des vers benthiques avec une concentration maximale atteinte de 80 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$.

2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux

La Base de données sur la contamination des Plantes Potagères par les molécules Organiques Polluantes - BAPPOP 2015 [1] ²(ADEME, INERIS, Université de Lorraine-INRA-GISFI, INPT-ENSAT, ISA Lille, 2015) ne comporte pas le B(g,h,i)P dans sa liste des HAP.

3 Données toxicologiques

L'ensemble des informations et des données toxicologiques provient de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (ATSDR, 1995 ; IARC 1983 ; IARC, 1987, 2010 ; OMS IPCS, 1998 ; RIVM, 2001 ; US EPA (IRIS), 1990). Les références bibliographiques aux auteurs sont citées pour permettre un accès direct à l'information scientifique mais n'ont pas fait l'objet d'un nouvel examen critique par les rédacteurs de la fiche.

Chez l'homme, très peu d'études ont cherché à identifier les effets toxiques du B(g,h,i)P seul, la plupart des données disponibles concernent des mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Dans cette fiche, seule la substance B(g,h,i)P est considérée, excluant autant que possible les données relatives à la co-exposition à plusieurs HAP. La plupart des HAP disposent également d'une fiche de données toxicologiques cependant il nous est apparu nécessaire de proposer une fiche « choix de VTR » regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux, ainsi que les autres éléments de comparaison entre ces différents HAP³.

Le B(g,h,i)P se situe dans la classe des HAP de haut poids moléculaire (6 cycles), avec une absorption théorique majoritaire sous forme particulaire.

3.1 Devenir dans l'organisme

3.1.1 Études chez l'homme

Chez l'homme, aucune étude spécifique concernant le devenir dans l'organisme du B(g,h,i)P n'est disponible.

3.1.1.1 Absorption

Aucune donnée n'a été identifiée

3.1.1.2 Distribution

La présence de B(g,h,i)P a été détectée dans le placenta de 200 femmes vivant dans des villes industrialisées en Ukraine et dans le lait maternel de femmes non fumeuses séjournant à Pékin (Gladen *et al.*, 2000 ; Yu *et al.*, 2011).

3.1.1.3 Métabolisme

Des études métaboliques ont montré que les cytochromes P450 1A1 et 1B1 avaient une forte activité envers la transformation du BaP et du B(g,h,i)P. Les voies métaboliques principales du B(g,h,i)P impliqueraient des oxydations en position 3,4 et 11,12, pour conduire à la formation de B(ghi)P 3,4-oxide and B(ghi)P 3,4,11,12-bis-oxide (Pan *et al.*, 2013)

Une récente étude sur cellules humaines a démontré que le benzo(g,h,i)pyrène était capable de se fixer au récepteur des arylhydrocarbures (AhR) et d'induire *in vitro* la transcription des gènes dépendant de ce récepteur, notamment les ARNm du cytochrome CYP4B1, impliqué dans les premières étapes du métabolisme du B(g,h,i)P (Zaragoza-Ojeda *et al.*, 2016).

² Cette base regroupe sur un support unique des informations documentaires relatives à la contamination des plantes potagères par les molécules Organiques Polluantes, issues principalement des publications scientifiques récentes. Elle est gratuite et téléchargeable sur le site <https://www.ademe.fr/bappop-base-donnees-contamination-plantes-potageres-molecules-organiques-polluantes> et fonctionne sur ACCESS.

³ Acénaphthène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, B(g,h,i)P, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

L'affinité du B(g,h,i)P pour l'AhR (récepteurs aux HAP capables d'induire l'activation des cytochromes P450) recherchée à partir de tests *in vitro* chez l'humain et l'animal est considéré comme très faible (Barron *et al.*, 2004 ; Misaki *et al.*, 2016 ; Vondráček *et al.*, 2017).

3.1.1.4 Elimination

Des concentrations urinaires de B(g,h,i)P de 5 – 3 et < 1,1 ng.L⁻¹ ont respectivement été dosées chez des salariés travaillant dans des raffineries (n=12), au collage de l'asphalte (n=10) ou non professionnellement exposé (n=10) (Campo *et al.*, 2011).

Résumé : Aucune donnée n'est disponible sur la toxicocinétique du B(g,h,i)P seul chez l'homme. Plusieurs métabolites ont été identifiés à partir cellules humaines exposées *in vitro* au B(g,h,i)P. Sa présence dans le placenta et le lait maternel a été détectée chez la femme enceinte, de même que dans les urines de sujets exposés à des mélanges de HAP.

3.1.2 Études chez l'animal

3.1.2.1 Absorption

Aucune étude n'a été identifiée.

3.1.2.2 Distribution

Aucune étude n'a été identifiée

3.1.2.3 Métabolisme

A partir de tests sur bactéries en présence d'un inhibiteur des époxydes hydrolases, l'oxyde d'arène a été identifié comme étant le métabolite génotoxique ultime du B(g,h,i)P (multiplication par 4 des mutations ponctuelles). Des travaux complémentaires ont permis d'identifier une première voie métabolique débutant par l'attaque des mono-oxygénases en position 7 conduisant à la formation de 7-phénol, lui-même transformé en 7,8- et 7,10-diphénols puis, par oxydation, en 7,8- et de 7,10-quinones. Une seconde voie métabolique, impliquerait une métabolisation à partir des régions K du B(g,h,i)P conduisant à la formation de 3,4-époxy-3,4-dihydroB(ghi)P (3,4-oxyde) et 3,4,11,12-bisépoxy-3,4,11,12-tetrahydro-B(ghi)P (3,4,11,12-bisoxycide), puis par transformations successives à la formation respective de 3,4-quinone et de 3,4-dihydrodiol-11,12-quinone (Platt et Grupe, 2005).

3.1.2.4 Élimination

Aucune étude n'a été identifiée.

3.1.2.5 Relation avec le récepteur AhR

L'affinité du B(g,h,i)P pour l'AhR (récepteurs aux HAP capables d'induire l'activation des cytochromes P450) recherchée à partir de tests *in vitro* chez l'humain et l'animal est considéré comme très faible (Barron *et al.*, 2004 ; Misaki *et al.*, 2016 ; Vondráček *et al.*, 2017).

Résumé : Deux voies métaboliques ont été identifiées chez l'animal, conduisant à la formation de nombreux métabolites. Son affinité pour l'AhR (récepteurs aux HAP capables d'induire l'activation des cytochromes P450) est faible.

3.2 Toxicologie aiguë

3.2.1 Études chez l'homme

Chez l'homme, aucune donnée concernant l'effet induit par une exposition aiguë au B(g,h,i)P seul n'est disponible.

3.2.2 Études chez l'animal

Chez l'animal, aucune donnée concernant l'effet induit par une exposition aiguë au B(g,h,i)P seul n'est disponible.

Résumé : aucune donnée sur la toxicité aiguë du B(g,h,i)P seul chez l'homme ou l'animal n'a été identifiée.

3.3 Toxicologie chronique

3.3.1 Effets généraux (non cancérogènes – non reprotoxiques)

3.3.1.1 Études chez l'homme

Chez des salariés travaillant dans une fonderie de fer en Pologne (Szczeklik *et al.*, 1994) exposés pendant une durée moyenne de 15 ans à un mélange de HAP comprenant du chrysène du fluoranthène, du pérylène, du pyrène, du B(a)P, du benz(a)anthracène, du dibenz(a,h)anthracène et du B(g,h,i)P, des variations des taux d'immunoglobulines sériques ont été observées. La signification biologique de ces effets n'est pas claire et aucune conclusion concernant l'effet spécifique du B(g,h,i)P n'a pu être établie.

Résumé : Aucune étude spécifique concernant les effets systémiques du B(g,h,i)P n'est disponible. Seules des variations des taux d'immunoglobulines sériques ont été observées chez des travailleurs exposés à un mélange d'HAP, dont le B(g,h,i)P.

3.3.1.2 Études chez l'animal

Chez l'animal, aucune étude spécifique concernant les effets systémiques du B(g,h,i)P seul n'est disponible.

Résumé : Aucune étude spécifique concernant les effets systémiques du B(g,h,i)P n'est disponible.

Effets systémiques

Tableau 4 : Synthèse des taux d'absorption et organes cibles en fonction des voies d'exposition

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Taux d'absorption		Organe cible
		Homme	Animal	
B(g,h,i)P	Inhalation	ND	ND	ND
	Ingestion	ND	ND	ND
	Cutanée	ND	ND	ND

ND : non déterminé

3.3.2 Effets cancérogènes - Études principales

3.3.2.1 Études chez l'homme

Chez l'homme, aucune étude n'est disponible concernant l'effet cancérogène du B(g,h,i)P seul.

3.3.2.1.2 Études chez l'animal

Le pouvoir cancérogène du B(g,h,i)P a été étudié chez l'animal par application cutanée, implant pulmonaire, injection sous-cutanée ou lors d'études d'initiation de tumeurs ou de pouvoir co-cancérogène.

Inhalation

Aucune étude par inhalation n'a été réalisée chez l'animal.

Toutefois, des rats femelles Osborne-Mendel ont reçu un implant pulmonaire de 0,16-0,83 ou 4,15 mg de B(g,h,i)P (pureté >98,5 %) dans un mélange de cire d'abeille et de trioctanoïne pendant leur vie entière. Des épithéliomes épidermoïdes du poumon et du thorax ont été observés à la dose de 0,83 mg (1/35) et de 4,15 mg (4/34). Cependant, l'IARC 1983 indique que les tumeurs observées peuvent être attribuables aux impuretés du composé testé (Deutsch-Wenzel *et al.*, 1983).

Voie orale

Aucune étude de cancérogénèse par voie orale n'a été identifiée.

Voie cutanée

L'application cutanée de 0,05 ou 0,1 % de B(g,h,i)P dans du 1,4-dioxane, trois fois par semaine pendant un an, sur des souris Swiss albino femelles (20 par dose) n'a entraîné l'apparition que d'un papillome cutané pour la concentration de 0,05 % (Hoffmann et Wynder, 1966).

L'injection sous-cutanée de B(g,h,i)P dans du dichlorométhane à des souris, à des doses allant jusqu'à 200 mg par animal, toutes les deux semaines pendant 20 ou 26 semaines, n'a pas entraîné de tumeurs cutanées ou sous-cutanées (Muller, 1968).

Dans une étude d'initiation de tumeurs, des souris Swiss femelles ont reçu une application cutanée unique de 0,8 mg de B(g,h,i)P dans du benzène, suivie deux semaines plus tard d'applications d'acétate de myristyl phorbol (PMA) dans l'acétone, trois fois par semaine pendant leur vie entière. Des cas de papillomes et carcinomes cutanés ont été observés chez les souris traitées (respectivement 3/20 et 1/20), et un papillome cutané chez les souris traitées uniquement par le PMA (Van Duuren *et al.*, 1970).

Van Duuren *et al.*, 1973 ont montré que le B(g,h,i)P possédait une activité cancérigène lorsqu'il était administré avec du BaP. Des lots de souris Swiss ICR/Ha femelles ont été exposés par voie cutanée à 21 µg de B(g,h,i)P et à 5 µg de BaP dans de l'acétone, 3 fois par semaine pendant un an. L'incidence des papillomes et carcinomes cutanés était respectivement de 20/50 et 17/50 chez les souris exposées aux deux composés et de 13/50 et 10/50 chez celles exposées au BaP seul.

Autres voies

Par voie intrapéritonéale, le B(g,h,i)P (10 injections de 5 mg.kg⁻¹) entraîne chez la souris une augmentation de l'incidence de tumeurs hépatiques et gastriques. A doses comparables les auteurs ont conclu que le pouvoir cancérigène du B(g,h,i)P était supérieur à celui du BaP (Wang et Xue, 2015).

Résumé : le B(g,h,i)P est un initiateur tumoral et induit des tumeurs lors de co-exposition ; il existe également des éléments en faveur d'un potentiel cancérigène du B(g,h,i)P seul.

3.3.2.1.3 Classification

Tableau 5 : Synthèse des principales classifications pour les effets cancérigènes (Union Européenne, International Agency Research Cancer (CIRC-IARC), Environmental Protection Agency of United States)

Substance	Classement	Signification	Référence
Union Européenne			
	Non évalué	Substance n'ayant pas fait l'objet d'une évaluation	
CIRC - IARC			
	Groupe 3	Substance ne pouvant être classée pour sa cancérogénicité pour l'homme	IARC, 2010
US EPA*			
	Classe D	Substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	US EPA (IRIS), 1990

* Nota : la codification alphanumérique n'est plus utilisée mais elle peut être retrouvée dans des documents avant 1999.

3.3.3 Caractère génotoxique

3.3.3.1 Études principales

Les tests de mutagenèse sur bactéries *S. Typhimurium* TA98 et TA 100 sont positifs avec activation métabolique (Platt et Grupe, 2005).

La génotoxicité de 15 HAP dont le B(g,h,i)P a été déterminée par le test des comètes en conditions alcalines réalisé sur une lignée de cellules pulmonaires V79 de Hamster chinois. Des cassures d'ADN ont été observées avec ou sans activateur métabolique avec plusieurs des HAP testés dont le B(g,h,i)P (Platt *et al.*, 2008).

Le B(g,h,i)P induit la formation d'adduits à l'ADN en présence d'activateur métabolique mais avec un taux 3 fois plus faible que le benzo(a)pyrène (Pan *et al.*, 2013).

Dans le modèle *in vitro* de transformation cellulaire Bhas 42, lignée cellulaire murine transgénique transfectée avec l'oncogène v-Ha-ras, le B(g,h,i)P présente également un effet de promoteur tumoral (Asada *et al.*, 2005).

3.3.3.2 Classification par l'Union Européenne

Le B(g,h,i)P n'a pas été examiné par l'Union européenne.

Résumé : Les rares tests disponibles (*in vitro*) sur cellules procaryotes et eucaryotes ont montré la capacité modérée du B(g,h,i)P par rapport au benzo(a)pyrène à induire des lésions de l'ADN (cassures, adduits), ainsi qu'un effet promoteur tumoral.

3.3.4 Effets sur la reproduction et le développement

3.3.4.1 Effets sur la reproduction

3.3.4.1.1 Études chez l'homme

Aucune donnée concernant l'effet du B(g,h,i)P seul sur la reproduction n'est disponible chez l'homme.

3.3.4.1.2 Études chez l'animal

Aucune étude traitant de l'effet du B(g,h,i)P seul sur la reproduction n'a été identifiée.

Résumé : Les effets du B(g,h,i)P seul sur la reproduction n'ont pas été étudiés chez l'homme ou l'animal.

3.3.4.2 Effets sur le développement

3.3.4.2.1 Études chez l'homme

Aucune donnée concernant l'effet du B(g,h,i)P sur le développement n'est disponible chez l'homme.

3.3.4.2.2 Études chez l'animal

Aucun effet tératogène n'a été observé chez des rates exposées des jours 6 à 15 de la gestation à des concentrations non spécifiées d'huile de schiste contenant différents HAP dont du B(g,h,i)P (Weaver et Gibson, 1979).

3.3.4.3 Classification par l'Union Européenne

Le B(g,h,i)P n'a pas été examiné par l'Union européenne.

3.4 Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est un indice qui est établi à partir de la relation entre une dose externe d'exposition à une substance et la survenue d'un effet néfaste. Les valeurs toxicologiques de référence proviennent de différents organismes.

Pour accéder à une information actualisée, nous conseillons au lecteur de se reporter directement sur les sites internet des organismes qui les élaborent.

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil

Synthèse des Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil

Tableau 6 : VTR pour des effets à seuil

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Source, Année de révision
B(g,h,i)P	Orale (chronique)	/	TDI = 30 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	RIVM, 2001

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

- Voie orale

Le RIVM propose un TDI de 30 µg.kg⁻¹.j⁻¹ pour une exposition chronique par voie orale au B(g,h,i)P (RIVM, 2001).

Cette valeur est basée sur une évaluation par le *US Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group* (TPHCWG) de la toxicité des hydrocarbures aromatiques (TPHCWG, 1997a, 1997b). Elle a été élaborée pour les HAP de 17 à 35 carbones et qui ne sont pas considérés comme cancérigènes. Le B(g,h,i)P appartient à la fraction des hydrocarbures aromatiques possédant 16 à 35 atomes de carbone, pour lesquels le TPHCWG considère que le RfD du pyrène de 30 µg.kg⁻¹.j⁻¹ est la meilleure estimation pour évaluer la toxicité de cette fraction spécifique.

Indice de confiance : l'organisme accorde une confiance élevée dans sa valeur.

- Exposition chronique

Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS pour les effets à seuil lors d'une exposition chronique par voie orale

L'Ineris propose de retenir la TDI de 30 µg.kg⁻¹.j⁻¹ pour une exposition chronique par voie orale au B(g,h,i)P (RIVM, 2001)

Seul le RIVM propose une valeur. Cette valeur est basée sur celle du pyrène. Cette valeur n'étant pas spécifique B(g,h,i)P, l'INERIS néanmoins propose de la retenir par défaut.

Indice de confiance : valeur retenue par défaut.

3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Selon le rapport INERIS (2003), une méthode de calcul est proposée par l'OMS IPCS, sur la base d'une valeur de référence multipliée par un FET (facteur d'équivalence toxique)(Doornaert et Pichard, 2003). Le principe de FET est fondé sur les hypothèses selon lesquelles l'organe cible et l'activité toxique sont identiques pour chaque molécule apparentée et qu'il n'y a pas d'interaction toxicocinétique ni toxicodynamique. Une telle approche autorise l'addition des risques cancérigènes liés à une co-exposition et permet de quantifier le pouvoir cancérigène d'un mélange de substances en fonction du pouvoir cancérigène d'une substance dite de référence, appartenant à la même famille chimique (OMS IPCS, 1998).

Néanmoins, comme le rappelle l'AFSSA, 2006, cette approche n'est possible que sous 3 conditions :

- les doses et les effets de chacun des composés du mélange sont additifs,
- il n'existe pas d'interactions antagonistes ou synergiques entre les composés du mélange et
- ils agissent selon le même mécanisme d'action toxique.

Or de nombreuses études expérimentales montrent que ces 3 conditions ne sont pas toujours réunies et peuvent conduire à une surestimation ou à une sous-estimation du risque.

Dans le cas des HAP, la molécule de référence est le BaP car c'est le HAP le plus étudié et donc le mieux connu. Le potentiel toxique relatif de chaque HAP dont le B(g,h,i)P est ensuite évalué par rapport à la toxicité du BaP. Un facteur d'équivalence toxique par rapport au BaP est alors évalué pour le benzo(g,h,i) pérylène. Les FET retenus dans cette approche sont ceux proposés par Nisbet et Lagoy, 1992 et repris dans le document INERIS (2003). Cette étape est basée sur l'hypothèse selon laquelle le potentiel toxique relatif entre deux HAPs estimé chez l'animal est identique ou similaire chez l'homme. Un FET de 0,01 a été attribué au B(g,h,i)P par Nisbet et Lagoy, 1992.

Synthèse des Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Tableau 7 : VTR pour des effets sans seuil

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Valeur de référence	Source, Année de révision
B(g,h,i)P (191-24-2)	Inhalation	ERU ₁ = 6.10 ⁻⁶ (µg.m ⁻³) ⁻¹	INERIS, 2018
	Orale	0,005 µg TEQ.kg ⁻¹ .j ⁻¹	ANSES, 2016
	Orale	ERU ₀ = 10 ⁻² (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	INERIS, 2018

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

▪ Inhalation

L'Ineris propose un ERU_i de 6.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹ pour une exposition chronique par inhalation au B(g,h,i)P (2018).

Pour une exposition par inhalation à un HAP et en l'absence de valeur spécifique, l'INERIS recommande de prendre en compte l'Excès de Risque Unitaire (ERU_i) du BaP proposé par l'US EPA (2017) et retenu par l'INERIS⁴ à savoir 6.10⁻⁴ (µg.m⁻³)⁻¹, et de lui appliquer le FET correspondant à cet HAP. Pour le B(g,h,i)P, l'INERIS a retenu en 2003 (Doornaert et Pichard, 2003) un FET de 0,01 dérivant de la classification de Nisbet et Lagoy, 1992.

Tableau 8 : Calcul de VTR par inhalation à partir du Facteur Equivalent Toxique (FET) du B(g,h,i)P

Voie d'exposition	VTR BaP	FET	VTR B(g,h,i)P
Inhalation	ERU _i = 6.10 ⁻⁴ (µg.m ⁻³) ⁻¹	0,01	ERU _i = 6.10 ⁻⁶ (µg.m ⁻³) ⁻¹

Cet ERU_i correspond à une concentration de 1,67 µg.m³ pour un risque de 10⁻⁵ ou à une concentration de 1,67 10⁻¹ µg.m³ pour un risque de 10⁻⁶.

Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS pour les effets sans seuil lors d'une exposition chronique par inhalation

L'INERIS propose de retenir pour une exposition chronique au B(g,h,i)P par inhalation l'ERU_i chronique de 6.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹ de l'INERIS (2018).

En ce qui concerne les effets sans seuil du B(g,h,i)P, il n'existe pas de VTR propre au composé. Pour l'exposition par inhalation la valeur retenue est celle proposée par l'INERIS, construite par application du FET à partir de la valeur du BaP.

Indice de confiance : Faible par manque de données par cette voie

▪ Voie orale

L'ANSES propose de retenir une valeur de 0,005 µg TEQ.kg⁻¹.j⁻¹⁵ pour une exposition chronique par voie orale à 11 HAP (ANSES, 2016)

L'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments a publié un avis le 29 juillet 2003 (AFSSA, 2003) dans lequel les méthodes et le choix des études critiques retenues par l'US EPA et par le RIVM pour l'établissement des ERU_o ont été analysés pour le BaP. Après comparaison des deux justifications scientifiques, l'AFSSA a retenu la proposition du RIVM.

Selon l'AFSSA (2003), la valeur proposée par le RIVM apparaît actuellement la plus adaptée pour une approche d'évaluation des risques liés aux HAP, car le calcul de cette valeur est basé sur une dose expérimentale issue d'une étude récente (2001) et sur un modèle simple d'extrapolation aux faibles doses, certes imparfait mais protecteur.

Pour les autres HAP, l'AFSSA recommande l'utilisation de facteurs d'équivalence toxiques (TEF) basés sur le pouvoir cancérigène relatif des HAP. Dans le cadre de l'étude sur l'alimentation totale infantile, l'ANSES (2016) a considéré 11 HAP (benzoanthracène, BaP, benzo(b)fluoranthène, chrysène, B(g,h,i)P, benzo(k)fluoranthène, dibenzo(a,h)anthracène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, anthracène, benzo(j)fluoranthène et fluoranthène) les plus toxiques et les plus représentatifs de la contamination alimentaire. L'ANSES (2016) a alors considéré qu'il était possible de calculer un excès de risque de cancer de 10⁻⁶ sur la base d'une dose virtuellement sûre (DVS) de 5 ng TEQ.kg pc⁻¹.j⁻¹ (RIVM, 2001). Cette DVS a été établie sur la base d'apparition de tumeurs dans de nombreux organes (dont

⁴ Voir la fiche de données toxicologiques et environnementales du BaP.

⁵ Un excès de risque de cancer de 10⁻⁶ calculé sur la base d'une dose virtuellement sûre (DVS) de 5 ng TEQ.kg pc⁻¹.j⁻¹

principalement le foie et le pré-estomac) observée au cours d'une étude réalisée chez le rat exposé par gavage pendant 2 ans au BaP.

L'INERIS propose un ERU₀ de 10⁻² (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹ pour une exposition chronique par voie orale au B(g,h,i)P (INERIS, 2018).

Comme précisé ci-dessus, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments a publié un avis le 29 juillet 2003 (AFSSA, 2003) dans lequel les méthodes et le choix des études critiques retenues par l'US EPA et par le RIVM pour l'établissement des ERU₀ ont été analysés pour le BaP. Après comparaison des deux justifications scientifiques, l'AFSSA a retenu la proposition du RIVM. Selon l'AFSSA (2003), la valeur proposée par le RIVM apparaît actuellement la plus adaptée pour une approche d'évaluation des risques liés aux HAP, car le calcul de cette valeur est basé sur une dose expérimentale issue d'une étude récente (2001) et sur un modèle simple d'extrapolation aux faibles doses, certes imparfait mais protecteur.

En 2003, l'INERIS retenait la proposition de l'AFSSA (2003) et proposait donc pour le BaP l'utilisation de la valeur établie par le RIVM, soit une DVS de 5 ng.kg⁻¹ p.c.j⁻¹ pour un excès de risque de cancer de 1 10⁻⁶, ce qui correspond à un ERU₀ de 0,2 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹.

En 2018, suite à la réévaluation de la valeur de l'US EPA pour le BaP décrite dans la fiche de données toxicologique et environnementale du benzo(a)pyrène, l'INERIS propose de modifier sa valeur. Cette valeur est basée sur celle proposée par l'US EPA, 2017 et retenue par l'INERIS pour le BaP⁶ à savoir 1 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹. A partir de cette valeur une approche par l'application de FET a été réalisée.

Cette valeur est basée sur celle proposée par l'US EPA, 2017 et retenue par l'INERIS pour le BaP⁷ à savoir 1 (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹. A partir de cette valeur une approche par l'application de FET a été réalisée.

Tableau 9 : calcul de VTR par inhalation à partir du Facteur Equivalent Toxique (FET) de l'acénaphthène

Voie d'exposition	VTR BaP	FET	VTR benzo(g,h,i)pyrène
Orale	ERU ₀ = 1 (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹	0,01	ERU ₀ = 10 ⁻² (mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹) ⁻¹

Cet ERU₀ correspond à une dose de 10⁻¹ mg.kg⁻¹.j⁻¹ pour un excès de risque de 10⁻⁵ et à une dose de 10⁻² mg.kg⁻¹.j⁻¹ pour un excès de risque de 10⁻⁶.

Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS pour les effets sans seuil lors d'une exposition chronique par voie orale

L'INERIS propose de retenir pour une exposition chronique au B(g,h,i)P par voie orale l'ERU₀ chronique de 10⁻² (mg.kg⁻¹.j⁻¹)⁻¹ de l'INERIS (2018).

Deux valeurs sont disponibles pour l'exposition chronique par voie orale au B(g,h,i)P celle de l'ANSES (2016) et celle de l'INERIS (2018). La méthode de construction de ces deux valeurs est identique : elle est basée sur l'application de facteur d'équivalent toxique sur la base de la valeur retenue pour le BaP. Du fait de la révision en 2017 de la valeur développée par l'US EPA, l'INERIS propose une mise à jour de la valeur du B(g,h,i)P. La valeur de l'ANSES étant plus ancienne, cette mise à jour n'a pas été évaluée.

Indice de confiance : Faible par manque de données par cette voie

⁶ Voir la fiche de données toxicologiques et environnementales du BaP.

⁷ Voir la fiche de données toxicologiques et environnementales du BaP.

3.4.3 Synthèse des valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris

Tableau 10 : VTR retenues par l'Ineris

Type d'effet	Substances chimiques (CAS)	Voie d'exposition (durée)	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Indice de confiance	Source, Année de révision de VTR
Effets à seuil	B(g,h,i)P (191-24-2)	Orale (chronique)	-	TDI = 30 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$	par défaut	RIVM, 2001
Effets sans seuil		Inhalation (chronique)	-	ERU _i = 6.10 ⁻⁶ ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ⁻¹	Faible	INERIS, 2018
Effets sans seuil		Orale (chronique)	-	ERU _o = 10 ⁻² ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) ⁻¹	Faible	INERIS, 2018

Dans cette fiche, seul le B(g,h,i)P est considéré, la toxicité du B(g,h,i)P en mélange avec d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques est donc exclue. Cependant, il s'agit le plus souvent de co-expositions à plusieurs HAP. Certains HAP disposent d'une fiche de données toxicologiques⁸ cependant il nous est apparu nécessaire de proposer également une fiche « choix de VTR » regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux⁹.

Rappelons que dans le concept de facteur d'équivalence toxique (FET) permettant d'établir une valeur toxicologique pour des effets cancérogènes induits par un mélange de HAP, le BaP est la substance de référence à laquelle un potentiel toxique de valeur 1 est arbitrairement donné.

Même si à ce jour il n'existe pas de VTR pour des expositions cutanées, cette voie d'exposition peut ne pas être négligeable.

⁸ Acénaphène, Anthracène, Benzo(b)fluoranthène, B(g,h,i)P, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Phénanthrène, Pyrène

⁹ Acénaphène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, B(g,h,i)P, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

4 Données écotoxicologiques

L'objectif de ce chapitre est d'estimer les effets à long terme sur la faune et la flore, les résultats nécessaires à cette évaluation sont présentés.

Le B(g,h,i)P entre dans la catégorie des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) identifiés en tant que substance prioritaire (N°28) par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (état chimique). Pour chacune de ces substances prioritaires des Normes de Qualité Environnementales (NQE) sont définies au niveau Européen. La méthodologie ainsi que les données utilisées pour le calcul de ces valeurs sont présentées dans des fiches détaillées. Les informations en lien avec l'écotoxicité du B(g,h,i)P présentées ci-dessous en sont extraites (EC, 2011).

4.1 Organismes aquatiques

4.1.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

Tableau 11 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes aquatiques lors d'expositions aiguës

Organismes		Espèce	Paramètre de toxicité	Valeur (mg.L ⁻¹)	Référence
Micro-organismes	Eau douce	<i>Vibrio fischeri</i>	CE ₁₀ (30 mn)	> solubilité	Loibner <i>et al.</i> , 2004
Algues ¹⁰	Eau douce	<i>Lemna gibba</i>	CE ₅₀ 48 h	2 000	Krylov <i>et al.</i> , 1997
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	CE ₅₀ 14 h	0,2	Newsted et Giesy, 1987
Poissons	Eau douce	<i>Pimephales promelas</i>	CE ₂₀ 120h	> 0,15	Oris et Giesy Jr, 1987

Toutes les données d'écotoxicité aiguë disponibles sont supérieures à la limite de solubilité de la substance dans l'eau (0,26 µg.L⁻¹ à 25°C) et/ou aux plus fortes concentrations testées. **La concentration d'effet reportée la plus faible est obtenue pour le micro-crustacé *Daphnia magna* avec une CE₅₀ de 0,2 µg.L⁻¹**

4.1.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

Trois résultats d'essais d'écotoxicité chronique sur des organismes d'eau douce ont été retenus dans l'évaluation européenne du B(b)F comme substance prioritaire de la DCE (EC, 2011a). Aucune donnée lors d'expositions chroniques n'est disponible en eau marine.

Tableau 12 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes aquatiques lors d'expositions chroniques

Organismes		Espèce	Paramètre de toxicité	Valeur (mg.L ⁻¹)	Référence
Algues ¹¹	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	CE ₁₀ (72 h)	> 1,6	Vindimian <i>et al.</i> , 2000
Invertébrés	Eau douce	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE ₁₀ (7 j)	0,082	Vindimian <i>et al.</i> , 2000
Poissons	Eau douce	<i>Brachydanio rerio</i>	CE ₁₀ (42 j)	> 0,16	Hoofman et Evers de Ruitter, 1992

¹⁰ Les essais sur algues réalisés dans des conditions normalisées (par exemple selon la ligne directrice de l'OCDE 201 sur 72 heures) sont des essais sur plusieurs générations et sont par conséquent des essais chroniques. Toutefois, par convention dans un contexte d'évaluation des risques, on utilise l'EC₅₀ issue de ces essais comme valeur aiguë, la NOEC étant utilisée pour une évaluation à long terme.

¹¹ Les essais sur algues réalisés dans des conditions normalisées (par exemple selon la ligne directrice de l'OCDE 201 sur 72 heures) sont des essais sur plusieurs générations et sont par conséquent des essais chroniques. Toutefois, par convention dans un contexte d'évaluation des risques, on utilise l'EC₅₀ issue de ces essais comme valeur aiguë, la NOEC étant utilisée pour une évaluation à long terme.

Excepté la concentration d'effets obtenue pour les daphnies, toutes les données d'écotoxicité chronique disponibles sont supérieures aux limites de solubilité et/ou aux plus fortes concentrations testées. Bien que peu indicatives de la toxicité absolue de la substance celles-ci permettent néanmoins de conclure à une plus grande sensibilité des crustacés, avec une CE_{10} minimale de $0,082 \mu\text{g.L}^{-1}$ obtenue pour *Daphnia magna*.

4.1.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes aquatiques (colonne d'eau)

La valeur ci-dessous a été déterminée dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (EC, 2011) et ne doit pas être dépassée pour la protection des organismes de la colonne d'eau.

Tableau 13 : Valeur seuil pour les organismes de la colonne d'eau douce

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur seuil	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	<i>Daphnia magna</i> / 7j EC10 reproduction = $0,082 \mu\text{g.L}^{-1}$	10	AA-QS Eau douce = $8,2 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{g.L}^{-1}$	EC, 2011

Tableau 14 : Valeur seuil pour les organismes de la colonne d'eau marine

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur seuil	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	<i>Daphnia magna</i> / 7j EC10 reproduction = $0,082 \mu\text{g.L}^{-1}$	100	AA-QS Eau marine = $8,2 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g.L}^{-1}$	EC, 2011

4.2 Organismes benthiques

4.2.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

Aucune donnée expérimentale n'est disponible dans la littérature scientifique.

4.2.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

Aucune donnée expérimentale n'est disponible dans la littérature scientifique.

4.2.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes benthiques

La valeur ci-dessous a été déterminée dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (EC, 2011) et ne doit pas être dépassée pour la protection des organismes benthiques.

Tableau 15 : PNEC pour le compartiment sédimentaire d'eau douce

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	Aucune donnée expérimentale n'est disponible dans la littérature scientifique	Coefficient de partage	AA-QS sédiment Eau douce = 42	$\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec	EC, 2011

Tableau 16 : PNEC pour le compartiment sédimentaire d'eau marine

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	Aucune donnée expérimentale n'est disponible dans la littérature scientifique	Coefficient de partage	AA-QS sédiment Eau marine = 4,2	µg.kg ⁻¹ poids sec	EC, 2011

4.3 Organismes terrestres

4.3.1 Paramètres d'écotoxicité

Il existe peu de données sur les organismes terrestres. Aucune donnée n'a été reprise par l'ECHA dans son évaluation des propriétés PBT du B(g,h,i)P. Dans sa revue bibliographique sur les HAP menée en 2012, le RIVM a identifié une seule étude sur collembole, sans effets sur la mortalité ou la reproduction à la plus haute concentration testée. Les détails sont reportés dans le tableau suivant.

Tableau 17 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes terrestres

Organismes	Espèce	Paramètre de toxicité	Valeur (mg.kg ⁻¹ , poids sec)	Référence
Végétaux	Pas de données			RIVM, 2012
Invertébrés	Collembole <i>Folsomia candida</i>	NOEC	=> 180	RIVM, 2012
Micro-organismes	Pas de données			RIVM, 2012

4.3.2 Valeurs seuil pour la protection des organismes terrestres

Les Pays-Bas proposent 3 valeurs pour le B(g,h,i)P. Un rapport de 1998 (De Bruijn *et al.*, 1998) donne une valeur équivalente à une PNEC (MPC) et une autre (NC) correspondant à 1/100 de la MPC. Selon ce rapport, la NC est valeur cible à atteindre dans l'environnement pour s'assurer que les effets combinés avec d'autres substances sont négligeables et diffère donc par ses objectifs PNEC.. Aucun détail sur la construction de cette valeur n'est disponible dans le rapport. Il n'est pas clair par ailleurs que cette valeur couvre le sol ou le sédiment ou les 2.

Tableau 18 : PNEC disponibles pour le compartiment sol

Substances chimiques (n°CAS)	Type	Pays	valeur	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	MPC (Maximum Permissible Concentration)	Pays-Bas	8	mg.kg ⁻¹ poids sec	De Bruijn <i>et al.</i> , 1998
B(g,h,i)P (191-24-2)	NC (Negligible Concentration)	Pays-Bas	0,08	mg.kg ⁻¹ poids sec	De Bruijn <i>et al.</i> , 1998
B(g,h,i)P (191-24-2)	MPC (Maximum Permissible Concentration)	Pays-Bas	0,49	mg.kg ⁻¹ poids sec	RIVM, 2012

Un second rapport du RIVM (2012), plus récent propose une valeur de 0,49 mg.kg⁻¹, poids sec, déterminée par la méthode du partage à l'équilibre (EqP), en l'absence de données terrestres suffisantes. La valeur dans l'eau servant de base à l'application de l'EqP n'étant pas la même que celle de l'union européenne (EC, 2011), il est proposé de ne pas considérer plus avant cette valeur du RIVM et de recalculer une PNEC_{sol} à partir de la méthode de l'EqP appliquée sur la PNEC_{eau} présentée ci-

dessus (Tableau 18 : PNEC disponibles pour le compartiment sol). Le LogPow de la substance étant de l'ordre de 6,6, un facteur supplémentaire de 10 est ajouté afin de prendre en compte les apports de la voie trophique.

Les paramètres retenus sont un Koc de 1 023 293 (EC, 2011), ce qui conduit à un coefficient de partition sol-eau de 30699.

Tableau 19 : PNEC pour le compartiment du sol

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	Fondée sur la AA-QSeco = $8,2 \cdot 10^{-3}$	Coefficient de partage	14,8	$\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids humide	Ce document
			16,8	$\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids sec	

4.4 Organismes prédateurs (par empoisonnement secondaire)

Aucune valeur de toxicité orale disponible sur oiseaux ni mammifères permettant de déterminer une PNEC pour la protection des prédateurs vis-à-vis de l'empoisonnement secondaire (EC, 2011).

5 Valeurs sanitaires et environnementales

5.1 Étiquetage – Milieu de travail

France : Arrêté du 20 avril 1994 relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances chimiques complété jusqu'à la directive européenne 2004/73/CE de la Commission du 29 avril 2004 portant la 29^e adaptation au progrès technique de la directive 67/548/CEE.

Non concerné.

5.2 Valeurs utilisées en milieu de travail

France : Liste des VLEP françaises, valeurs limites d'exposition professionnelle établies pour les substances chimiques (INRS, 2021).

- Air : Non concerné.
- Valeurs biologiques d'interprétation (VBI) : Non concerné.

5.3 Valeurs utilisées pour la population générale

Tableau 20 : Synthèse des valeurs réglementaires pour la population générale

Zone concernée	Valeurs réglementaires	Intitulé du texte
Qualité des eaux de consommation		
France	0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ Pour le total des quatre substances suivantes : B(b)F – Benzo(k)fluoranthène – B(g,h,i)P – Indéno(1,2,3-cd)pyrène.	Décret n° 2007 – 49 du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine.
Europe	Pour l'ensemble des HAP : 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ B(b)F – Benzo(k)fluoranthène – B(g,h,i)P – Indéno(1,2,3-cd)pyrène.	Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte de la directive 98/83/CE).
OMS	Non concerné.	Directives de qualité pour l'eau de boisson (OMS, 2017)

Zone concernée	Valeurs réglementaires	Intitulé du texte
Qualité de l'air		
France	Non concerné.	Normes de qualité de l'air conformément aux Directives 2008/50/CE et 2004/107/CE et au Décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose ces Directives d'alerte et aux valeurs limites.
	Non concerné.	Valeurs guide air intérieur.
OMS	L'OMS a établi un Excès de Risque Unitaire par inhalation (ERU _i) pour un mélange de HAP. Cet ERU _i correspond à la probabilité de développer un cancer du poumon après une exposition vie entière à un mélange de HAP. Les effets induits sont attribués au seul (B(a)P retenu alors comme indicateur. L'ERU _i établi par l'OMS est de $8,7 \cdot 10^{-2}$ par μg de B(a)P par m^3 .	Directives de qualité pour l'air (OMS, 2017).

5.4 Valeurs de référence pour la surveillance des écosystèmes

Le B(g,h,i)P est une substance dangereuse prioritaire de la Directive Cadre sur l'Eau (Directive n° 2013/39/UE, transposée par l'arrêté du 27 juillet 2015).

Elle est réglementée au niveau européen (substance de l'état chimique) par une Norme de Qualité Environnementale, ou NQE, définie comme la « *concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement* ».

En pratique, la NQE est la norme de qualité la plus basse parmi 5 objectifs de protection couvrant la protection des organismes aquatique de la colonne d'eau, les organismes sédimentaires, les prédateurs se nourrissant dans les milieux aquatiques, et l'homme via la consommation de produit de la pêche ou d'eau de boisson. La détermination de ces normes suit une méthodologie spécifique qui a été élaborée au niveau européen (EC, 2018).

Le détail des valeurs seuils pour chaque objectif de protection ayant conduit à la valeur de NQE est présenté en § 4.

Tableau 21 : NQE recommandées pour le compartiment aquatique

Substances chimiques (n°CAS)	Valeur seuil	Valeur	Unité	Fondée sur	Source (Année)
B(g,h,i)P (191-24-2)	Norme de qualité environnementale AA-QS	Eau douce : $8,2 \cdot 10^{-3}$	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	Protection des organismes de la colonne d'eau	EC, 2013
	Norme de qualité environnementale AA-QS	Eau marine : $8,2 \cdot 10^{-4}$	$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	Protection des organismes de la colonne d'eau	EC, 2013

6 Méthodes de détection et de quantification dans l'environnement

Les principales normes ou méthodes en vigueur pour le B(g,h,i)P ou groupe de HAP dans les différents milieux (air, eau, sol, déchets) sont citées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 22 : Références normatives pour les différents milieux

Milieu	Référence	Année	Intitulé
Air			
Air ambiant	XP CEN/TS 16645	2014	Air ambiant - Mesurage pour la mesure de benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, dibenz(a,h)anthracène, indéno(1,2,3-cd)pyrène et benzo(ghi)perylène
	LCSQA-INERIS	2015	Guide méthodologique pour la surveillance des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans l'air ambiant et dans les dépôts. http://www.lcsqa.org/system/files/lcsqa_guide_methodologique_hap_novembre_2015_vf.pdf
Émissions de sources fixes	NF ISO 11338-1	2005	Émissions de sources fixes - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques sous forme gazeuse et particulaire - Partie 1 : échantillonnage
	NF ISO 11338-2	2004	Émissions de sources fixes - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques sous forme gazeuse et particulaire - Partie 2 : préparation des échantillons, purification et détermination
Eau			
Eau	Aquaref	2009	Développement et validation d'une méthode de référence pour le dosage des HAP dans les eaux https://www.aquaref.fr/system/files/2009LNE4_HAP_eaux_developpement_validation_methode_reference.pdf
Eau potable, eau de surface et eau souterraine	NF EN 16691	2015	Qualité de l'eau - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sélectionnés dans des échantillons d'eau totale - Méthode par extraction en phase solide (SPE) avec disques SPE, avec couplage chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (CG-SM)
	NF T 90-115	1988	Essais des eaux - Dosage de 6 hydrocarbures aromatiques polycycliques. Méthode par chromatographie liquide haute pression (CLHP)
	ISO 7981-2	2005	Qualité de l'eau - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Partie 2 : dosage de six HAP par chromatographie de haute performance en phase liquide avec détection fluorimétrique à la suite d'une extraction liquide-liquide
	NF EN ISO 17993	2004	Qualité de l'eau - Dosage de 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide
	NF ISO 28540	2011	Qualité de l'eau - Détermination de 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM)
	US EPA Method 525	1988	Determination of organic compounds in drinking water by liquid-solid extraction and capillary column gas chromatography
Eau de rejet municipal ou industriel	US EPA Method 610	1984	Methods for organic chemical analysis of municipal and industrial waste water: Polynuclear aromatic hydrocarbons

Milieu	Référence	Année	Intitulé
Sol			
	NF EN 16179	2012	Boues, bio-déchets traités et sols – Lignes directrices pour le prétraitement des échantillons
	NF ISO 18287	2006	Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM)
Sol, biodéchets traités, boue			
Sols, biodéchets traités et boues	NF EN 16181	2018	Sols, biodéchets traités et boues - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par chromatographie en phase gazeuse et chromatographie liquide à haute performance
Boues susceptibles de faire l'objet d'épandage sur les sols	XP X33-012	2000	Caractérisation des boues - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des polychlorobiphényles (PCB)
Déchets			
Sol contaminé, boues et gravats, bitume ou déchets bitumineux	NF EN 15527	2008	Caractérisation des déchets - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les déchets par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM)

7 Bibliographie

ADEME (2018) - Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols – échelle d'un territoire. Pour une connaissance de la qualité chimique habituelle des sols - Groupe de travail sur les valeurs de fonds. <https://www.ademe.fr/guide-determination-valeurs-fonds-sols-echelles-dun-territoire-dun-site>

AFSSA (2003) - Avis de l'AFSSA relatif à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo[a]pyrène B(a)P et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser. Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. Saisine n°2000-SA-0005. www.afssa.fr

AFSSA (2006) - Evaluation de l'exposition aux HAP dans l'eau de boisson et réflexion sur l'éventuel risque sanitaire associé. Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. Saisine n° 2005-SA-0056. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2005sa0056Ra.pdf>

ANSES (2016) - Étude de l'alimentation totale infantile Tome 2 – Partie 3-Composés organiques. Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maison-Alfort, France. <https://www.anses.fr/fr/system/files/ERCA2010SA0317Ra-Tome2-Part3.pdf>

Asada S., Sasaki K., Tanaka N., Takeda K., Hayashi M. and Umeda M. (2005) - Detection of initiating as well as promoting activity of chemicals by a novel cell transformation assay using v-Ha-ras-transfected BALB/c 3T3 cells (Bhas 42 cells). *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **588**, 1, 7-21.

ATSDR (1995) - Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Agency for Toxic substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S Department of Health and Human Services. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=122&tid=25>.

Barron M.G., Heintz R. and Rice S.D. (2004) - Relative potency of PAHs and heterocycles as aryl hydrocarbon receptor agonists in fish. *Marine Environmental Research*, **58**, 2-5, 95-100.

Campo L., Fustinoni S. and Bertazzi P. (2011) - Quantification of carcinogenic 4-to 6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in human urine by solid-phase microextraction gas chromatography–isotope dilution mass spectrometry. *Analytical and bioanalytical chemistry*, **401**, 2, 625-634.

CE (1996) - European Commission. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. European Commission. Luxemburg.

CHEMFATE (2005) - Environmental Fate Data Base: benzo[g,h,i]perylene. <http://esc.syrres.com/scripts/CHFcgj.exe>.

Coover M.P. and Sims R.C. (1987) - The effects of temperature on polycyclic aromatic hydrocarbon persistence in an unacclimated agricultural soil. *Haz Waste Haz Mat*, **4**, 69-82.

De Bruijn J., Crommentuijn T., Van Leeuwen K. and Sijm D. (1998) - Environmental risk limits in The Netherlands. *RIVM Rapport 601640001*.

De Maagd P., Ten Hulscher D., Van Den Heuvel H., Opperhuizen A. and Sijm D. (1998) - Physicochemical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons: aqueous solubilities, *n*-Octanol/Water partition coefficients, and Henry's law constants. *Environ Toxicol Chem*, **17**, 2, 251-257.

Deutsch-Wenzel R.P., Brune H., Grimmer G., Dettbarn G. and Misfeld J. (1983) - Experimental studies in rat lungs on the carcinogenicity and dose-response relationships of eight frequently occurring environmental polycyclic aromatic hydrocarbons. *J Natl Cancer Inst*, **71**, 3, 539-544. 83295323

Doornaert B. and Pichard A. (2003) - HAPs - Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Verneuil en Halatte. 64 pp

EC (2011) - 5-6 Rings Polyaromatic Hydrocarbon (PAH) - EQS dossier. CIRCAB, European Commission. <https://circabc.europa.eu/sd/d/4e13a4c4-07b9-4e55-a43d-823e7cd4ce82/PAH%20EQS%20dossier%202011.pdf>.

EC (2013) - Directive 2013/39/EC of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, OJ L 226, 24.8.2013, 1-17.

EC (2018) - Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards - Guidance Document No. 27 - Updated version 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/details.p.134+Appendices>.

Gladen B.C., Zadorozhnaja T.D., Chislovskaja N., Hryhorczuk D.O., Kennicutt M.C. and Little R.E. (2000) - Polycyclic aromatic hydrocarbons in placenta. *Hum Exp Toxicol*, **19**, 11, 597-603. 21078644

Harkey G.A., Van Hoof P.L. and Landrum P.F. (1995) - Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons from a historically contaminated sediment core. *Environ Toxicol Chem*, **14**, 1551-1560.

Hoffmann D. and Wynder E.L. (1966) - Contribution to the carcinogenic action of dibenzopyrenes. *Z Krebsforsch*, **68**, 137-149.

Hooftman and Evers de Ruiter (1992) - Early life stage tests with *Brachdanio rerio* and several polycyclic aromatic hydrocarbons using an intermittent flow-through system. TNO rep IM W-R 9/253.

HSDB (2017) - Benzo[ghi]perylene. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/6177>.

IARC (1983) - IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Polynuclear aromatic compounds. Part 1: Chemical, environmental and experimental data - vol 32. <https://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol1-42/mono32.pdf>.

IARC (1987) - Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1–42 - IARC Monographs supplement 7. <https://publications.iarc.fr/139>.

IARC (2010) - IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 92. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. <http://publications.iarc.fr/publications/media/download/2841/a076b09df49aeeb8c7922378fe4f372fda3edd13.pdf>

INRS (2021) - Liste des VLEP réglementaires françaises. Valeurs limites d'exposition professionnelle établies pour les substances chimiques. Institut National de la Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr/dms/inrs/CatalogueOutil/TI-outil65/fichier-VLEP-France-outil65.zip>.

- Kirk P.W.W. and Lester J.N.** (1991) - The fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during sewage sludge digestion. *Environ Technol*, **12**, 13-20.
- Krylov S.N., Huang X.D., Zeiler L.F. and Dixon D.G.G., B.M.** (1997) - Mechanistic Quantitative Structure-Activity Relationship Model for the Photoinduced Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: I. Physical Model. *Environ Toxicol Chem*, **16**, 11, 2283-2295.
- Loibner A.P., Szolar O.H.J., Braun R. and Hirmann D.** (2004) - Toxicity testing of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons using Lumistox®. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **23**, 3, 557-564.
- Lyman W.J., Reehl W.F. and Rosenblatt D.H.** (1990) - Benzo[g,h,i]pyrene. Washington, American Chemical Society, 5-4, 5-10
- Meador J.P., Stein J.E., Reichert W.L. and Varanasi U.** (1995) - A review of bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Rev Environ Contam Toxicol*, **143**, 79-165.
- Menzie C.A., Potocki B.B. and Santodonato J.** (1992) - Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental science & technology*, **26**, 7, 1278-1284.
- Misaki K., Takamura-Enya T., Ogawa H., Takamori K. and Yanagida M.** (2016) - Tumour-promoting activity of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated or nitrated derivatives. *Mutagenesis*, **31**, 2, 205-213.
- Muller E.** (1968) - Carcinogenic substances in water and soils. XX. Studies on the carcinogenic properties of 1,12-benzoperylene. *Arch Hyg*, **152**, 23-26.
- Newsted J.L. and Giesy J.P.** (1987) - Predictive Models for Photoinduced Acute Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (*Cladocera*, *Crustacea*). *Environ Toxicol Chem*, **6**, 6, 445-461.
- Nisbet I.C. and Lagoy P.K.** (1992) - Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory toxicology and pharmacology*, **16**, 3, 290-300.
- OMS** (2017) - Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum (chapters). http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gdwq4-with-add1-chapters/en/.
- OMS IPCS** (1998) - Environmental Health Criteria 202 - Selected non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. World Health Organisation, International Programme on chemical Safety. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>.
- Oris J.T. and Giesy Jr J.P.** (1987) - The photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere*, **16**, 7, 1395-1404.
- Otte P., Lijzen J., Otte J., Swartjes F. and Versluijs C.** (2001) - Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds.
- Pan S., Li D., Zhao L., Schenkman J.B. and Rusling J.F.** (2013) - Genotoxicity-related chemistry of human metabolites of benzo [ghi] perylene (B [ghi] P) investigated using electro-optical arrays and DNA/microsome biocolloid reactors with LC-MS/MS. *Chemical research in toxicology*, **26**, 8, 1229-1239.
- Platt K.L. and Grupe S.** (2005) - Microsomal biotransformation of benzo [ghi] perylene, a mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbon without a "classic" bay region. *Chemical research in toxicology*, **18**, 4, 700-710.
- Platt K.L., Aderhold S., Kulpe K. and Fickler M.** (2008) - Unexpected DNA damage caused by polycyclic aromatic hydrocarbons under standard laboratory conditions. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **650**, 2, 96-103.
- RIVM** (2001) - Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu. Report 711 701 025.
- RIVM** (2012) - Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. Report 607711007/2012. RIVM, Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu.
- Srivastava V.J., Kilbane J.J., Kelley R.L., Gauger W.K., Akin c., Hayes T.D., et al.** (1989) Bioremediation of former manufactured gas plant sites. In: *Purdue Industrial Waste Conference Proceedings, Chelsea,MI*, Eds, 49-60.
- Szczeklik A., Szczeklik J., Galuszka Z., Musial J., Kolarzyk E. and Targosz D.** (1994) - Humoral immunosuppression in men exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and related carcinogens in polluted environments. *Environ Health Perspect*, **102**, 3, 302-304. 94307235

- Ten Hulscher T.E.M., Van Der Velde L.E. and Bruggeman W.A.** (1992) - Temperature Dependence of Henry's Law Constants for Selected Chlorobenzenes, Polychlorinated - Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environ Toxicol Chem*, **11**, 1595-1603.
- TPHCWG** (1997a) - Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group, Toxicology Technical Action Group. Amherst, MA (USA). TPHCWG series volume 3.
- TPHCWG** (1997b) - Development of fraction specific reference dose (RfDs) and reference concentrations (RfCs) for total petroleum hydrocarbons. Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group, Toxicology Technical Action Group. Amherst, MA (USA). TPHCWG series volume 4.
- US EPA** (2017) - Benzo(a)pyrene - Toxicological review. http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0136tr.pdf.
- US EPA (IRIS)** (1990) - Benzo[g,h,i]perylene - Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0461_summary.pdf.
- Van Duuren B.L., Sivak A., Goldschmidt B.M., Katz C. and Melchionne S.** (1970) - Initiating activity of aromatic hydrocarbons in two-stage carcinogenesis. *J Natl Cancer Inst*, **44**, 5, 1167-1173. 71287539
- Van Duuren B.L., Katz C. and Goldschmidt B.M.** (1973) - Cocarcinogenic agents in tobacco carcinogenesis. *J Natl Cancer Inst*, **51**, 2, 703-705. 74062747
- Veerkamp W. and Berge T.** (1994) - The Concepts of HESP. Reference Manual. Human Exposure to Soil Pollutants. The Hague, Shell International Petroleum Maatschappij,. 2.10a
- Verschueren K.** (1996) - Benzo[ghi]perylene - Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York, Van Nostrand Reinhold Co. 3rd, vol 1, 291-292
- Vindimian E., Bisson M., Dujardin R., Flammarion P., Garric J., Babut M., et al.** (2000) - Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Rapport final. INERIS, Agence de l'eau Rhin-Meuse, Verneuil-en-Halatte. 151 pp
- Vondráček J., Pěňčíková K., Neča J., Cigánek M., Grycová A., Dvořák Z., et al.** (2017) - Assessment of the aryl hydrocarbon receptor-mediated activities of polycyclic aromatic hydrocarbons in a human cell-based reporter gene assay. *Environmental Pollution*, **220**, 307-316.
- Wang Q. and Xue Y.** (2015) - Characterization of solid tumors induced by polycyclic aromatic hydrocarbons in mice. *Medical science monitor basic research*, **21**, 81.
- Weaver N.K. and Gibson R.L.** (1979) - The U.S. oil shale industry: a health perspective. *Am Ind Hyg Assoc J*, **40**, 6, 460-467. 80017395
- Wild S.R., Berrow M.L. and Jones K.C.** (1990) - The fate and long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils amended with sewage sludges. The Netherlands, Kluwer Acad Publ, 457-462
- Wild S.R. and Jones K.C.** (1993) - Biological and abiotic losses of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) from soils freshly amended with sewage sludge. *Environ Toxicol Chem*, **12**, 5-12.
- Yu Y., Wang X., Wang B., Tao S., Liu W., Wang X., et al.** (2011) - Polycyclic aromatic hydrocarbon residues in human milk, placenta, and umbilical cord blood in Beijing, China. *Environmental science & technology*, **45**, 23, 10235-10242.
- Zaragoza-Ojeda M., Eguía-Aguilar P., Perezpeña-Díazconti M. and Arenas-Huertero F.** (2016) - Benzo [ghi] perylene activates the AHR pathway to exert biological effects on the NL-20 human bronchial cell line. *Toxicology letters*, **256**, 64-76.

